ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA

microbiologia generalis,
agrobiologica et technica

Vol. VI No 1

1 9 5 7

POLSKIE TOWARZYSTWO MIKROBIOLOGÓW
SEKCJA MIKROBIOLOGII OGÓLNEJ, ROLNICZEJ I PRZEMYSŁOWEJ

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA

microbiologia generalis,
agrobiologica et technica

Vol. VI No 1

1957
PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE

RADA REDAKCYJNA

Przewodniczący: Jadwiga Ziemięcka, członek-korespondent PAN — Lublin, Kazimierz Bassalik, członek rzeczywisty PAN — Warszawa, Józef Heller, członek-korespondent PAN — Warszawa, Jadwiga Jakubowska — Łódź, Adolf Joszt — Gliwice, Aniela Kozłowska — Kraków, Władysław Kunicki-Goldfinger — Wrocław, Eugeniusz Pijanowski członek-korespondent PAN — Warszawa, Feliks Przesmycki — Warszawa

KOMITET REDAKCYJNY

Redaktor naczelny — Władysław Kunicki-Goldfinger
Sekretarz Redakcji — Natalia Balicka

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE

Nakład 1182 + 181 egz.	Oddano do składania 1. XII. 56 r.
Ark. wyd. 8,0 druk. 6,25.	Podpisano do druku 6. V. 57 r.
Papier bezdrz. 80 g, 70×100.	Druk ukończono w maju 1957 r.
Cena zł 25.—	Nr zam. 32/57.

WROCŁAWSKA DRUKARNIA NAUKOWA

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1957, 6, 3-8

Z. Lorkiewicz

GROWTH OF STABILIZED *L* FORMS OF *PROTEUS VULGARIS* WITHOUT THE ADDITION OF SERUM AND PENICILLIN

From the Department of General Microbiology,
Maria Curie-Skłodowska University, Lublin

Received 1 September 1956

Two types of *L* forms of *Proteus*, *3A* and *3B*, were distinguished by Dienes (Dienes 1949, Dienes and Weinberger 1950). Growth of *3B* forms can be obtained in penicillin media with and without the addition of serum. *3A* forms grow well only in media containing serum. Penicillin for this type is not indispensable.

According to Pulvertaft (1953) serum neutralizes the lytic effect of penicillin on bacteria. Edward (1953) has showed that blood albumine or phospholipidic fraction of egg-yolk could be substituted for serum. Tulasne (according to Medill and O'Kane 1954) has succeeded in culturing *L* forms in media containing riboflavine without the addition of serum. The ability of *L* forms to grow in synthetic medium (Medill and O'Kane 1954, Abrams 1955) and later researches on the influence of peptone, casein hydrolysate, yeast extract and extracts of animal organs (Nelles 1954, Kandler and Kandler 1955, Minck 1954, Medill and O'Kane 1954) suggested that these complex organic substances have an inhibitory effect on the growth of *L* forms.

The aim of the present research was to obtain abundant growth of *L* forms in media not containing serum and penicillin.

MATERIAL AND METHODS

L forms were obtained from *Proteus vulgaris*, strain *12*, used in previous researches (Lorkiewicz, Marciniak and Żelazna 1956, Kwiatkowski, Kunicki-Goldfinger and Lorkiewicz 1956). Media used and experimental methods will be described for each experiment separately.

RESULTS

Pure culture of *L* forms, type *3A* (phot. 1, 2, Table I, after the p. 5) and *3B* (phot. 3), was grown on solid medium containing per 900 ml. of nutrient broth (beef heart extract, peptone, NaCl): agar — 12 g, horse serum — 100 ml.; 1000 units /ml. of penicillin were added before pouring the plates.

Incubation on serum agar at 37°C for 2—3 days resulted in the reversion of *L* forms, type *3A*, to bacillary forms. Therefore daily transfers of *3A* colonies were made with the help of agar blocks on which *L* forms were grown. More than 20 similar daily transfers have been needed before the stabilized culture of *3A* colonies was obtained. This stabilized *3A* form has been incubated for three weeks on serum agar without transfer and no signs of the reversion could be noted. Stabilized type *3A* of *L* forms, transfered over one hundred times on serum agar, was used in all experiments.

All trials to cultivate the *3A* type on solid penicillin media without the addition of serum remained without succes. In no experiment, more than five passages gave visible growth. These results were not unexpected in view of previous researches indicating that some substances contained in peptone inhibited the growth of *L* forms.

In this connexion the effect of some adsorbents on growth was studied. In preliminary studies alluminium oxide and magnesium oxide were added to the agar medium. No influence of these compounds could be observed.

Special medium (*AW*) without the addition of serum was then employed. It consisted of nutrient broth, agar — 1,2% and 0,4 - 0,5% of charcoal (Hopkin & Williams Co). *pH* was adjusted at 7,8.

L form type *3A* grow well when transfered on this medium. Abundant, almost confluent growth of slimy colonies of type *3A* was obtained already in the first transfer. On the margin of an agar block, where the growth was more scanty and distinct, characteristic colonies were seen (phot. 4). This growth could be easily propagated in many passages. *L* colonies, when transfered back on the serum agar after fourteen passages on *AW* agar, were indistinguishable from normal colonies of type *3A*.

The morphological characteristics of *L* forms were studied in hanging drop preparations (phase contrast microscopy). 18-hours growth from the surface of *AW* agar was suspended in physiological saline and observed in living state. Granular elementary bodies besides large round bodies (*LRB*) were distinctly seen. Part of *LRB* contained vacuoles (phot. 5).

LRB from serum agar were smaller, and vacuolised forms were only rarely met with (phot. 6).

The results of our previous, unpublished researches indicated that anaerobiosis or microaerophilic conditions favoured the growth of *L* forms. In present research instead of oxygen adsorbing agent — the compound diminishing *rH* potential was used. 0,01% or 0,1% of thioglycolate mixture (sodium thioglycolate — 1,0 g, glucose — 1,0 g, agar — 0,5 g, methylene blue — 0,002 g) was added to the solid media (nutrient agar and *AW* agar). The *L* forms were grown on these media in Petri dishes sealed with plasticine. It was showed that thioglycolate had no effect on colonial growth of *L* forms on media without serum. Growth on *AW* medium with thioglycolate was as abundant as on *AW* medium alone, but one important difference was noted. *L* colonies grew quite superficially and could be easily gathered with platinum loop. The second difference could be seen only microscopically. *LRB*'s were much greater, often irregular, highly vacuolised. Many small, dark granula, resembling elementary bodies, were observed intraplasmatically in *LRB* (phot. 7). The similar picture was obtained when observing penicillin broth culture of *Proteus vulgaris* after 2 - 3 days of incubation. In that case swollen bacteria were also seen.

Table I

Effect of medium on the transformation of *Proteus vulgaris* into *L* forms
Wpływ pożywki na transformację pałeczek odmieńca w formy *L*

Medium and concentration of agar Pożywka i stężenie agaru	Number of *L* colonies — Ilość kolonii *L* 20-hours broth culture of *P. vulgaris* 20-godzinna hodowla bulionowa *P. vulgaris*		
	Undiluted Nierozcieńczona	Diluted 1:10 Rozcieńczenie 1:10	Diluted 1:50 Rozcieńczenie 1:50
AWP 1,4%	*3B* ++	*3B* ++, *3A* +	*3B* ++, *3A* +
AWP 1%	*3B* ++, *3A* +	*3B* ++, *3A* +	*3B* ++, *3A* +
AP 1,4%	—	—	*3B* +
AP 1%	*3B* +	*3B* ++	*3B* +
APS 1,4%	*3B* +	*3B* +	*3B* +
APS 1%	*3B* +++, *3A* +++	*3B* ++, *3A* +++	*3B* ++, *3A* ++

AWP — agar medium with charcoal and penicillin
pożywka agarowa z węglem i penicyliną
AP — agar medium with penicillin
pożywka agarowa z penicyliną
APS — agar medium with serum
pożywka agarowa z surowicą
\+ — < 50 colonies per plate
< 50 kolonii na płytce
++ — 50-200 colonies per plate
50-200 kolonii na płytce
+++ — > 200 colonies per plate
> 200 kolonii na płytce

It was also found possible to initiate the growth of *L* forms (types *3A* and *3B*) on solid *AW* medium without the addition of serum.

P. vulgaris, strain *12*, was inoculated on the surface of solid media with 1000 units/ml. of penicillin. Nutrient agar, *AW* agar and serum agar were used. Table I shows the results of these experiments.

DISCUSSION

The ability of *3A* colonies of *L* form to grow on agar medium containing charcoal without the addition of serum shows that the suggestion of other workers is well founded. Some inhibitory substances, contained in peptone or meat extract, are adsorbed on charcoal. The disadvantages of culturing *L* forms on serum media are easily seen: presence of serum in the medium may interfere with serological studies. The employment of *AW* medium makes possible the production of abundant growth of *L* forms without the addition of serum and may greatly facilitate the serological studies.

LITERATURE

Abrams R. Y., 1955: A Method for the Cultivation of *L* Forms in liquid Media. *J. Bact.*, **70**: 251.

Dienes L., 1949: The Development of *Proteus* cultures in the presence of Penicillin, *J. Bact.*, **57**: 529.

Dienes L. a. Weinberger H. J., 1950: The *L* forms of Bacteria *Bact. Rev.*, **15**: 245.

Edward D. E., 1953: A Difference in Growth Requirements between Bacteria in the *L*-phase and Organisms of the Pleuropneumonia Group. *J. gen. Microbiol.*, **8**: 256.

Kandler G. a. Kandler O., 1955: Ernährungs- und stoffwechselphysiologische Untersuchungen an Pleuropneumonieähnlichen Organismen und der *L*-Phase der Bakterien. *Zentr. Bakter., II*, **108**: 383.

Kwiatkowski Z., Kunicki-Goldfinger W. and Lorkiewicz Z., 1956: The physiological characteristics of the *L* forms of *Proteus vulgaris*. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 15.

Lorkiewicz Z., Marciniak B. and Żelazna I., 1956: Factors influencing the transformation of *Proteus vulgaris* into *L* forms. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 27.

Medill M. A. a. O'Kane D. J., 1954: A synthetic Medium for the *L* Type Colonies of *Proteus*. *J. Bact.*, **68**: 530.

Minck R., 1954: Action des broyats d'organes sur les formes *L* du vibrion cholerique. *C. V. Soc. Biol.*, **148**: 715.

Nelles A., 1956: Nährboden für stabile *L*-formen. *Zentr. Bakter., I*, **164**: 178.

Pulvertaft R. J. V., 1953: The *L* Forms of Bacteria in Relation to Antibiotics. *J. Path. Bact.*, **64**: 175.

Z. Lorkiewicz

HODOWLA USTALONYCH FORM *L PROTEUS VULGARIS* NA POŻYWCE BEZ SUROWICY I PENICYLINY

Streszczenie

Niemożność hodowania kolonii *L* typu *3A* na podłożach nie zawierających surowicy tłumaczono neutralizacją przez surowicę substancji hamujących wzrost form *L*, które znajdują się w peptonie.

Opierając się na tym przypuszczeniu sprawdzono wpływ węgla aktywowanego dodawanego do pożywek agarowych. Otrzymane w ten sposób podłoże, składające się z agaru odżywczego z dodatkiem węgla, umożliwiło hodowlę kolonii *L* typu *3A* w środowisku bez surowicy i penicyliny.

Otrzymano w ten sposób ustalone formy *L*.

Dodatek tioglikolanu sodu do tego podłoża pozwalał na otrzymanie obfitego wzrostu powierzchniowo rosnących kolonii *L*, dających się łatwo zebrać z agaru (fot. 1-4).

Opisano też budowę ciał olbrzymich powstających w koloniach *L 3A* na pożywkach z surowicą z węglem i z tioglikolanem (fot. 5-7).

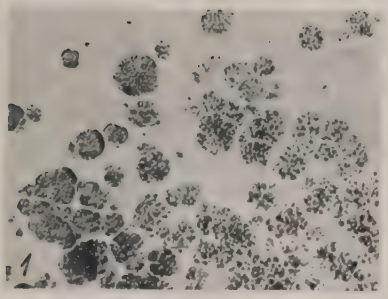
Stwierdzono też, że na podłożu z węglem nie zawierającym surowicy można również otrzymać transformację pałeczek odmieńca w formy *L* typu *3A* i *3B* (tab. I).

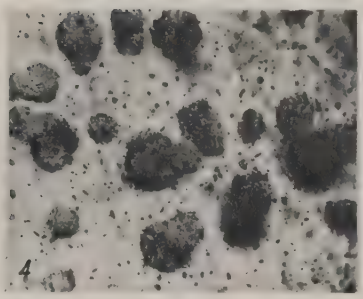
Table I

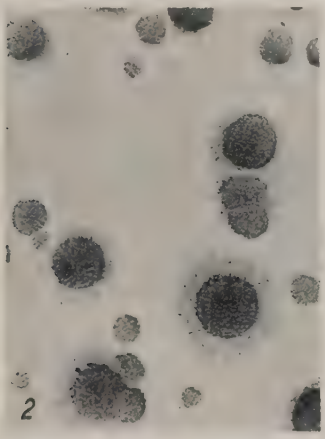
Phot. 1. Young *L* colonies, type *3A*, 75×
Phot. 2 Old *L* colonies, type *3A*, 75×
Phot. 3. *L* colonies, type *3B*, 36×
Phot. 4 Stabilized *L* forms type *3A*, transfered after 15 passages on *AW* medium in serum agar, 75×
Phot. 5. Elementary bodies and *LRB* from *L* culture on *AW* medium. Phase contrast, 3370×
Phot. 6 *LRB* from *L* colonies on serum agar. Phase contrast, 3370×
Phot. 7 *LRB* and elementary bodies from *L* culture on thioglycolate *AW* medium. Phase contrast, 3370×

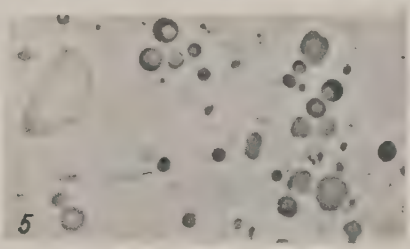
Tablica I

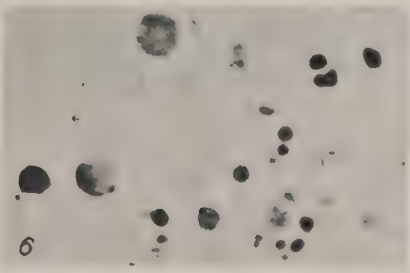
Fot. 1 Młode kolonie *L*, typ *3A*, 75×
Fot. 2 Stare kolonie *L*, typ *3A*, 75×
Fot. 3 Kolonie *L*, typ *3B*, 36×
Fot. 4 Ustalone kolonie *L 3A*, po 15 pasażach przeniesione na agar z surowicą, 75×
Fot. 5 Obraz mikroskopowy zawiesiny kolonii *L* z pożywki *AW*, 3370×
Fot. 6 Obraz mikroskopowy zawiesiny kolonii *L* z agaru z surowicą, 3370×
Fot. 7. Obraz mikroskopowy zawiesiny kolonii *L* z agaru z tioglikolanem, 3370×
Fot. 5-7 pod mikroskopem fazowo-kontrastowym.

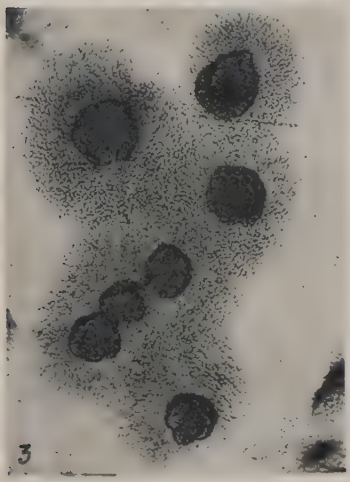

1

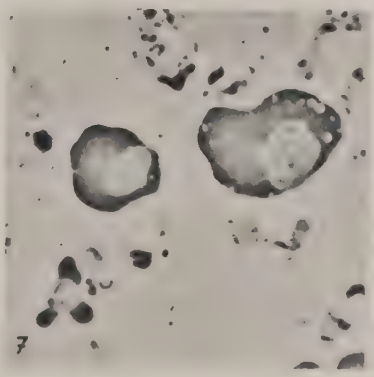

4


2


5


6


3


7

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1957, 6, 9-15

J. Pawełkiewicz i *K. Zodrow*

PREKURSORY BIOSYNTEZY NUKLEOTYDOCYJANOKOBALAMIN

IV. WYTWARZANIE NUKLEOTYDOCYJANOKOBALAMIN PRZEZ *CORYNEBACTERIUM DIPHTERIAE*

Z Katedry Chemii Ogólnej i Katedry Mikrobiologii Rolnej Wyższej Szkoły Rolniczej w Poznaniu

Wpłynęło dnia 30 kwietnia 1956 r.

W ogłoszonym ostatnio komunikacie (Pawełkiewicz i Zodrow, 1956) podano, że *Corynebacterium diphteriae* jest zdolne do syntezy czterech kobalamin. Na podstawie właściwości chemicznych oraz widm absorpcyjnych dwie z tych kobalamin sklasyfikowano jako związki pozbawione ugrupowania nukleotydowego. Badania jonoforetyczne wskazywały nadto, że jedna z tych kobalamin jest identyczna z zasadowym witaminem B_{12p} (Janicki i Pawełkiewicz, 1955) (deznukleotydocyjanokobalamina, *DNCK*, czynnik *B* Forda). Druga natomiast jest nowym, elektroobojętnym związkiem, być może zbliżonym chemicznie do tzw. „czynnika *E*" opisanego przez Browna i współpr. (1955).

Poprzednio wykazano (Pawełkiewicz, 1954, 1955, Pawełkiewicz i Nowakowska, 1955), że *Propionibacterium shermanii*, syntetyzujące w zwykłych warunkach hodowli witamin B_{12p}, są zdolne do biosyntezy nukleotydocyjanokobalamin (*NCK*) gdy do pożywki dodać odpowiedniej zasady nukleotydowej. Dodana do pożywki zasada nukleotydowa spełnia w komórkach bakteryjnych rolę prekursora i wiąże się w postaci nukleotydu z witaminem B_{12p}, w wyniku czego powstaje *NCK*. W ten sposób, dodając do hodowli *P. shermanii* 5,6-dwumetylobenzimidazol jako zasadę nukleotydową, otrzymano witamin B_{12} (5,6-dwumetylobenzimidazolocyjanokobalamina). Na tej samej drodze, dodając do hodowli bakterii propionowych różne pochodne benzimidazolu podstawionego w pozycji 5 i 6, otrzymano szereg „sztucznych", niespotykanych w przyrodzie nukleotydocyjanokobalamin. Badany przez Pawełkiewicza i Nowakowską (1955) mechanizm biosyntezy *NCK* wskazywał, że pochodne nukleotydowe tworzą się z uprzednio syntetyzowanego witaminu B_{12p}.

Wytwarzanie przez *C. diphteriae* dwóch kobalamin o cechach *DNCK*, jak również podobieństwa biochemiczne tej bakterii z *P. shermanii* pozwalały przypuszczać, że maczugowce błonicy powinny w obecności odpowiednich prekursorów syntetyzować nukleotydocyjanokobalaminy.

W niniejszej pracy zbadano wpływ 5,6-dwumetylobenzimidazolu, 5,6-dwunitrobenzimidazolu, 5,6-imidazobenzimidazolu oraz adeniny na biosyntezę kobalamin przez *C. diphteriae*. Z pochodnych benzimidazolu wybrano do doświadczeń te, których nukleotydocyjanokobalaminy uprzednio poznano i których cechy fizykochemiczne, a zwłaszcza widma absorpcyjne pozwalają na ich łatwą identyfikację.

CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

1. Materiały do badań

Użyte do badań pochodne benzimidazolu syntetyzowano według podanych uprzednio metod (Pawełkiewicz, 1954, Pawełkiewicz i Nowakowska, 1955). Adenina pochodziła z firmy La Roche.

2. Hodowla *C. diphteriae*

Do badań użyto *C. diphteriae* typu *gravis*, szczep nr 44 z kolekcji Państwowego Zakładu Higieny w Warszawie. Szczep przechowywano na pożywce Loefflera. Hodowle doświadczalne prowadzono na trzęsawce w temperaturze 28°, na pożywce zawierającej: trypsynowy i kwasowy hydrolizat kazeiny, ekstrakt drożdżowy, fosforany, siarczan kobaltawy, siarczan żelazawy, glikozę, mleczan sodu, pantotenian wapnia, amid kwasu nikotynowego i biotynę. Szczegóły hodowli opiszemy w publikacji o wytwarzaniu kobalamin przez *C. diphteriae* (*Acta Microb. Polon.*).

3. Wyodrębnianie i badanie kobalamin

Komórki bakterii uzyskane przez odwirowanie 360 ml trzydniowej hodowli zadawano około 120 ml wody i wykłócano. Do tak uzyskanej zawiesiny dodawano około 50 mg NaCN, doprowadzano *pH* do wartości 6,0 przy pomocy 5N H_2SO_4 i autoklawowano przez 15 minut w 110°. Po zautoklawowaniu próbę studzono i wirowano, a klarowny płyn z nad osadu przenoszono do rozdzielacza o pojemności 200 ml. Kobalaminy ekstrahowano trzy razy 33-procentowym roztworem fenolu w chloroformie (v/v). Połączone ekstrakty fenolowe sączono przez sączek zwilżony roztworem fenolu w $CHCl_3$, zadawano równą objętością chloroformu oraz połową objętości n-butanolu, po czym kobalaminy reekstrahowano z fazy organicznej dwukrotnie małymi porcjami wody.

Fiołkowo zabarwione wodne roztwory kobalamin oczyszczano dodatkowo na drodze ekstrakcji 50-procentowym roztworem o-krezolu w $CHCl_3$ (v/v). Połączone ekstrakty krezolowe zadawano równą objętością chloroformu i połową objętości n-butanolu, po czym kobalaminy reekstraho-

wano wodą. Dla usunięcia śladów fenoli ekstrakt wodny wytrząsano dwa razy z równą objętością chloroformu i odparowywano na łaźni wodnej pod zmniejszonym ciśnieniem, aż do uzyskania objętości około 0,3 ml.

Zagęszczony koncentrat kobalamin nanoszono w formie paska na bibułę chromatograficzną Whatman nr 3 i rozdzielano kobalaminy jonoforetycznie według metody podanej przez Holdswortha (1953). Jako elektrolitu używano 1 N CH_3COOH z 0,015% NaCN. Stosowano napięcie o gradiencie około 6 Volt/cm.

Rozwinięte jonoforogramy suszono w prądzie ciepłego powietrza. Z bibuły wycinano strefę, w której umiejscawiała się nukleotydocyjanokobalamina i ekstrahowano ją wodą. Wodny roztwór zagęszczano przez odparowanie pod zmniejszonym ciśnieniem, oczyszczano na małej kolumience z tlenkiem glinu (tlenek glinu o *pH* 6,0) i ponownie zagęszczano. Uzyskany koncentrat służył do określenia widma absorpcyjnego.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

1. Doświadczenie z 5,6-dwumetylobenzimidazolem

Obraz kobalamin wytwarzanych przez *C. diphteriae* (szczep PZH Warszawa, nr 44) na pożywce bez dodatku prekursorów, ekstrahowanych wyżej opisaną metodą fenolem i krezolem oraz rozdzielonych jonoforetycznie, przedstawia rysunek 1.

Obraz kobalaminowy otrzymywany z hodowli na pożywce z dodatkiem 5,6-dwumetylobenzimidazolu (4,0 mg na litr) był całkowicie odmienny. W miejscu elektroobojętnej kobalaminy barwy pomarańczowoczerwonej (frakcja 1, rys. 1), o widmie absorpcyjnym identycznym z widmem witaminu B_{12p} (maksima przy 355 i 500 mμ), pojawiała się plama barwy czerwonofiołkowej, typowej dla witaminu B_{12}. Frakcja 4 (witaminu B_{12p}) występowała w ilościach śladowych, a frakcje 2 i 3 (adenino- i 2-metyloadenino-cyjanokobalaminy ?) znikały całkowicie. Widmo absorpcyjne witaminu pojawiającego się w miejsce frakcji 1 (rys. 1) było identyczne z widmem witaminu B_{12} (5,6-dwumetylobenzimidazolocyjanokobalaminy) z maksimum absorpcji dla fal o długościach 361 i 550 mμ. Stężenie wyodrębnionego witaminu B_{12} w próbie, obliczone z pomiarów spektrofotometrycznych, wynosiło 1,8 mg na litr pożywki.

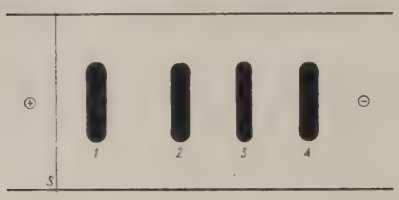
2. Doświadczenie z 5,6-dwunitrobenzimidazolem

Obraz jonoforetyczny kobalamin wydobytych z hodowli z dodatkiem 5,6-dwunitrobenzimidazolu (17,6 mg/l) był podobny do obrazu kobalamin uzyskanego z pożywek z 5,6-dwumetylobenzimidazolem. Obok śladów witaminu B_{12p} obecna była tylko elektroobojętna kobalamina barwy pomarańczowej z lekkim odcieniem brązowym, której widmo było identyczne z widmem 5,6-dwunitrobenzimidazolocyjanokobalaminy (maksima ab-

sorpcji przy 361 i 550 mμ oraz szeroki pas pochłaniania między 400—550 mμ). Stężenie wyodrębnionej 5,6-dwunitrobenzimidazolocyjanokobalaminy w próbie wynosiło 1,5 mg/l pożywki.

3. Doświadczenie z 5,6-imidazobenzimidazolem

Podczas gdy dwumetylo- i dwunitropochodne benzimidazolu powodowały całkowite zniknięcie frakcji 2 i 3 oraz prawie całkowity zanik witaminu B_{12p} (frakcja 4, rys. 1) w komórkach *C. diphteriae*, dodatek 5,6-imidazobenzimidazolu do pożywki (w ilości 8,8 mg/l) w nieznaczny sposób zmienił „obraz kobalaminowy" hodowli. W jonoforogramie wystąpiły cztery frakcje (jak na rys. 1), jednak w miejscu frakcji czwartej znaleziono kobalaminę o typowej fiołkowoczerwonej barwie nukleotydocyjanokobalaminy, która zgodnie ze swym zasadowym charakterem posuwała się, jak witamin B_{12p}, ku katodzie. Ilość tak uzyskanej *NCK* nie była wielka i nie przekraczała 20% całości wytworzonych kobalamin.



Rys. 1. Jonoforogram kobalamin *C. diphteriae*. *1* — elektroobojętna kobalamina barwy pomarańczowo-różowej o charakterze desnukleotydocyjanokobalaminy, *2* — adeninocyjanokobalamina (?), *3* — 2-metyloadeninocyjanokobalamina (?), *4* — witamin B_{12p}, *S* — linia startowa

Fig. 1. Ionphorogram of cobalamins of *C. diphteriae*. *1* — ionphoretically neutral cobalamine, pink orange coloured, with absorption spectrum identical with that of B_{12p}, *2* — adeninecyancobalamine, *3* — 2-methyladeninecyancobalamine, *4* — vitamin B_{12p}

Otrzymaną *NCK* ekstrahowano z bibuły wodą i oczyszczano na kolumnie z Al_2O_3, a następnie celem oddzielenia ewentualnych śladów witaminu B_{12p} poddano rozdziałowi metodą chromatografii bibułowej. Rozdziału dokonano na bibule Whatman nr 1 w atmosferze HCN, używając jako rozpuszczalnika rozwijającego górną warstwę układu: n-butanol — kwas octowy — woda (4 : 1 : 5, v/v). Uzyskano dwie plamy o $R_f = 0{,}44$ i 0,22. Plama o wartości $R_f = 0{,}44$, bardzo słaba, odpowiadała witaminowi B_{12p}. Plama o wartości $R_f = 0{,}22$ zawierała kobalaminę posiadającą cechy 5,6-imidazobenzimidazolocyjanokobalaminy, a mianowicie charakterystyczne maksimum absorpcji dla fal o długościach 281 i 360 mμ (P a w e ł k i e w i c z i N o w a k o w s k a, 1955).

4. Doświadczenie z adeniną

Obraz kobalaminowy hodowli, do których dodano adeniny nie różnił się od obrazu przedstawionego schematycznie na rysunku 1. Nie stwierdzono zanikania jakiejkolwiek frakcji. Zaznaczyło się jedynie dostrzegalne zwiększenie intensywności w drugiej frakcji (adeninocyjanokobalaminy ?).

DYSKUSJA WYNIKÓW

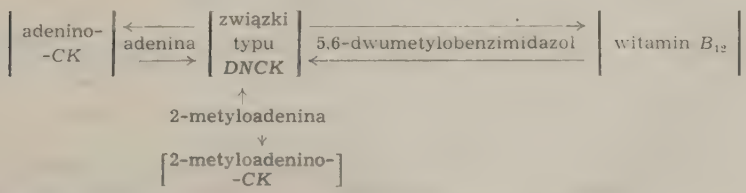
Wyniki uzyskane w niniejszej pracy potwierdziły przypuszczenie, że maczugowce błonicy, wytwarzające w normalnych warunkach hodowli głównie związki kobalaminowe o charakterze *DNCK*, są zdolne do syntezy nukleotydocyjanokobalamin po dodaniu do pożywki pewnych zasad nukleotydowych. Tworzenie się pochodnych nukleotydowych kobalamin zachodzi szczególnie łatwo ze związkami benzimidazolowymi posiadającymi proste podstawniki w pozycji 5 lub 5 i 6. Pod tym względem maczugowce błonicy przypominają całkowicie bakterie kwasu propionowego.

Jak stwierdzono uprzednio (Pawełkiewicz, 1954; Pawełkiewicz i Nowakowska, 1955), *Propionibacterium shermanii* posiada ograniczoną zdolność syntezy pierścienia benzimidazolowego. Wyniki naszych badań wskazują, że prawdopodobnie *C. diphteriae* zdolności tej nie posiada. Oba te gatunki natomiast posiadają układ enzymatyczny umożliwiający im wykorzystanie dodanych do pożywki związków benzimidazolowym jako prekursorów *NCK*. Stwierdzona dotąd u *P. shermanii*, *C. diphteriae* i *E. coli* zdolność biosyntezy różnych *NCK*, zawierających nukleotydy „naturalne" i „sztuczne" (tj. nie spotykane w przyrodzie), świadczy o małej specyficzności układu enzymatycznego katalizującego reakcję syntezy nukleotydocyjanokobalamin:

$$DNCK + ZN \rightarrow NCK$$

(*ZN* = zasada nukleotydowa).

Doświadczenia z 5,6-dwumetylo- i 5,6-dwunitrobenzimidazolem wykazały, że z „obrazu kobalaminowego" *C. diphteriae* znikają całkowicie frakcje 2 i 3 (rysunek 1, adenino- i 2-metyloadeninocyjanokobalaminy ?). Zjawisko to wskazuje na możliwość istnienia w komórkach maczugowców błonicy następującej równowagi:



bardzo silnie przesuniętej w kierunku tworzenia się witaminu B_{12} (względnie 5,6-dwunitrobenzimidazolocyjanokobalaminy). Należy również zaznaczyć, że na taki przebieg opisanych wyżej zjawisk może wpływać różna szybkość wiązania się poszczególnych zasad nukleotydowych z cząsteczką *DNCK*.

*

* *

Maczugowce błonicy (PZH Warszawa, szczep nr 44) hodowane na zwykłych pożywkach wytwarzają cztery kobalaminy. Są to prawdopodobnie adeninocyjanokobalamina (pseudowitamin B_{12}), 2-metyloadeninocyjanokobalamina (czynnik *A*), witamin B_{12p} (czynnik *B*) i jonoforetycznie obojętna kobalamina o widmie absorpcyjnym identycznym z widmem witaminu B_{12p}.

Wykazano, że *C. diphteriae* hodowane na pożywkach zawierających 5,6-dwumetylobenzimidazol wytwarzają zamiast czterech wymienionych kobalamin prawie wyłącznie witamin B_{12} (5,6-dwumetylobenzimidazolocyjanokobalamina). W analogicznym doświadczeniu z 5,6-dwunitrobenzimidazolem maczugowce błonicy wytwarzały prawie wyłącznie 5,6-dwunitrobenzimidazolocyjanokobalaminę. W pożywce zawierającej 5,6-imidazobenzimidazol *C. diphteriae* syntetyzowały, oprócz normalnie wytwarzanych czterech kobalamin, dodatkowo 5,6-imidazobenzimidazolocyjanokobalaminę. Adenina wpływała na zwiększenie biosyntezy frakcji 2 (rys. 1. adeninocyjanokobalamina ?).

Zdolność włączania pochodnych benzimidazolowych do cząsteczki kobalaminowej przez *C. diphteriae* i *P. shermanii* potwierdza biochemiczne podobieństwo istniejące między tymi gatunkami.

Przedyskutowano możliwość istnienia równowagi między różnymi kobalaminami syntetyzowanymi w komórkach maczugowców błonicy.

LITERATURA

Brown F. B., Cain J. C., Gant D. E., Parker L. F. J., i Lester Smith E., 1955: The Vitamin B_{12} group. Presence of 2-methyl purines in Factor *A* and *H* and isolation of new factors, *Biochem. J.*, **59**: 82.

Holdsworth E. S., 1953: Differentiation of vitamin B_{12} active compounds by ionophoresis and microbiological assay, *Nature*, **171**: 148.

Janicki J., i Pawełkiewicz J., 1955: Witamin B_{12p}, *Acta Biochim. Polon.*, **2**: 329.

Pawełkiewicz J., 1954: Prekursory biosyntezy witamin grupy B_{12}. Synteza nowej witaminy z grupy B_{12}: 5,6-metylobenzimidazolocyjanokobalaminy, *Acta Biochim. Polon.*, **1**: 313.

Pawełkiewicz J., 1955: Precursors of the biosynthesis of vitamins of the B_{12} group, *Bull. Acad. Pol. Sci., Cl II*, **3**: 3.

Pawełkiewicz J., i Nowakowska K., 1955: Prekursory biosyntezy nukleotydocyjanokobalamin. 2. Synteza nowych pochodnych witaminu B_{12}; *Acta Biochim. Polon.*, **2**: 259.

Pawełkiewicz J., i Zodrow K., 1956: The synthesis of cobalamins by *Corynebacterium diphteriae*, *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 319.

J. Pawełkiewicz and *K. Zodrow*

PRECURSORS OF THE BIOSYNTHESIS OF THE NUCLEOTIDECYANCOBALAMINS

IV. THE SYNTHESIS OF THE NUCLEOTIDECYANCOBALAMINS BY *CORYNEBACTERIUM DIPHTERIAE*

Summary

Corynebacterium diphteriae (strain No 44, PZH, Warszawa) cultivated in the usual media produces four cobalamins: probably adeninecyancobalamin (pseudovitamin B_{12}), 2-methyladeninecyancobalamin (Factor *A*), vitamin B_{12p} (Factor *B*) and a ionophoretically neutral cobalamin with absorption spectrum identical with that of vitamin B_{12p}.

The authors have shown that *C. diphteriae* cultivated on medium containing 5-6-dimethyl-benziminazole produces chiefly vitamin B_{12} (5,6-dimethylbenziminazolecyancobalamin) in place of four mentioned cobalamins. An analogous procedure with 5,6-dinitrobenziminazole yielded 5,6-dinitrobenziminazolecyancobalamin. In the presence of 5,6-iminazobenziminazole, apart from the usually produced four cobalamins, *C. diphteriae* synthesized 5,6-iminazobenziminazolecyancobalamin. Adenine increased only the biosynthesis of the fraction 2 (fig. 1, adeninecyancobalamin ?).

The ability of *C. diphteriae* to build the benziminazole derivatives into the cobalamin molecule confirms the biochemical similarity between this species and *Propionibacterium shermanii*.

The authors discuss further the possibility of an equilibrium between different cobalamins in the cells of *C. diphteriae*.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1957, 6, 17-27

J. Gołębiowska

ZASTOSOWANIE METODY LOCHHEADA DO BADANIA ROZPRZESTRZENIENIA W GLEBIE DROBNOUSTROJÓW CZYNNYCH PRZY PRZEMIANACH FOSFORU

Z Zakładu Mikrobiologii IUNG w Puławach
Wpłynęło dnia 1 sierpnia 1956 r.

Zawartość fosforu przyswajalnego w glebie zależy od wyniku sumowania się w niej następujących czynników i procesów:

1) Naturalna zasobność gleby w fosfor i ilość fosforu wprowadzanego do gleby z nawozami i z resztkami roślinnymi lub zwierzęcymi,

2) biologiczne unieruchamianie fosforu przez rośliny i drobnoustroje wewnątrz ich ciał,

3) uwstecznianie przyswajalnych związków fosforu w czasie zachodzących w glebie reakcji chemicznych,

4) nasilenie hydrolizy mineralnych, trudno przyswajalnych związków fosforu,

5) nasilenie mineralizacji organicznych związków fosforu.

Drobnoustroje odgrywają w glebie dużą rolę jako asymilatory zawartych w niej fosforanów i odwrotnie jako mineralizatory związków organicznych; nadto biorą także wydatny udział w rozpuszczaniu nieprzyswajalnych związków mineralnych.

Te procesy biologiczne, mające wpływ na dynamikę związków fosforowych w glebie, zostały szczegółowo omówione w referatach Kudrina (1952), Gołębiowskiej i Myśkowa (1956).

W referatach tych zwrócono uwagę na rolę drobnoustrojów przy udostępnianiu fosforu roślinom. Podkreślono również znaczenie drobnoustrojów jako regulatorów przemian fosforu w glebie. Jak wiadomo, drobnoustroje mogą asymilować fosfor z jego połączeń przyswajalnych dla roślin, a także z trudno rozpuszczalnych związków mineralnych oraz z kompleksów organomineralnych. Budując przy tym swoją bogatą w fosfor plazmę tworzą formy połączeń fosforowych stosunkowo łatwo ulegające mi-

neralizacji. W ten sposób drobnoustroje zapobiegają reakcjom chemicznego uwstecznienia fosforu i mogą przyczyniać się do ciągłego i równomiernego dostarczania tego składnika roślinom.

BADANIA WŁASNE

Celem naszej pracy było znalezienie metody, która pozwoliłaby znajdować w zespołach mikroflory glebowej drobnoustroje czynne przy wymienionych przemianach związków fosforowych i określać ich liczebność w zespołach mikroflory.

Za podstawę posłużyła nam ilościowo-jakościowa metoda Lochheada (1938), którą autor ten stosował do podziału bakterii w zespołach mikroflory glebowej na grupy morfologiczne (Taylor i Lochhead, 1938) oraz na grupy pokarmowe (Lochhead i Chase, 1943) drobnoustrojów wrażliwych na obecność w podłożu różnych aminokwasów i substancji wzrostowych.

Opierając się na zasadach tej metody staraliśmy się przystosować ją do wyróżnienia grup drobnoustrojów swoiście reagujących na różnorodne źródła fosforu i wywołujących różne ich przemiany.

OPIS METODY

Próbkę badanej gleby wysiewa się z odpowiednio rozcieńczonej zawiesiny na płytki Petriego z pożywką używaną zazwyczaj do oznaczania ogólnej ilości bakterii i promieniowców w glebie. W naszych badaniach stosowaliśmy następujące pożywki agarowe: *A* — 200 ml wyciągu glebowego, 800 ml wody wodociągowej, 0,5 g K_2HPO_4; *B* — pożywka Gräfa (1937) — 1000 ml wyciągu glebowego, 10 g mannitolu i 0,5 g K_2HPO_4. Pożywkę *A* jako ubogą i mało selektywną używamy zwykle w naszej pracowni do oznaczania ogólnej ilości drobnoustrojów w glebie. Pożywkę *B* stosował Lochhead w swoich badaniach ilościowo-jakościowych. Jest ona bogatsza i otrzymuje się na niej wzrost większych kolonii niż na naszej pożywce, dzięki czemu łatwiej jest z niej wyodrębnić hodowle poszczególnych szczepów.

Przydatność jednej lub drugiej pożywki zależy od typu badanej gleby i od rodzaju zasiedlającej ją mikroflory.

Przy analogicznym badaniu zespołu pleśni glebowych podane pożywki zakwasza się do *pH* 3,5-4,0. W naszych badaniach ograniczaliśmy się do badania zespołu bakterii i promieniowców.

Po obliczeniu ilości kolonii wyrośniętych na płytce z dowolnie obranego wycinka płytki odszczepia się najmniej 25 kolonii do probówek z 5 ml pożywki półpłynnej o następującym składzie: wyciąg glebowy — 100 ml, wyciąg drożdżowy — 100 ml. K_2HPO_4 — 0,2 g, woda wodociągowa — 800 ml, agar — 3 g. *pH* około 7.

Według obserwacji Lochheada (1938) przeszło 90% bakterii i promieniowców rozwijających się na płytkach agarowych dobrze rośnie po przesianiu ich na taką półpłynną pożywkę. Nasze badania potwierdziły te spostrzeżenia. W nielicznych tylko wypadkach nie otrzymywano rozwoju drobnoustrojów ze wszystkich kolonii po przesianiu ich do pożywki półpłynnej. Zdarzało się to wtedy, gdy kolonie na płytkach były rozwinię-

te wyjątkowo słabo lub wtedy, gdy w składzie zespołu mikroflory licznie występował rodzaj bakterii nie przystosowany do wzrostu na danej pożywce.

Założono, że otrzymane w probówkach hodowle reprezentują zespół mikroflory charakterystyczny dla danej gleby. Hodowle te przeszczepia się następnie, wszystkie równocześnie, do syntetycznej pożywki płynnej z różnymi związkami fosforu.

Do naszych badań wybraliśmy łatwo rozpuszczalny fosforan dwupotasowy, trudno rozpuszczalny fosforan trójwapniowy, a spośród organicznych związków fosforu — glicerofosfat.

Skład pożywki syntetycznej był następujący: mannitol — 10 g, asparagina — 0,5 g, $MgSO_4$ — 0,2 g, K_2SO_4 — 0,2 g, $CaCl_2$ — 0,1 g, NaCl — 0,1 g, biotyna — 0,5 γ, woda redestylowana — do 1000 ml, *pH* około 7. Fosfor dawano do pożywki w ilości około 400 mg na litr, czyli po 1 g fosforanów lub 2,5 g glicerofosfatu na 1 litr pożywki. Fosforan wapniowy dodawano do pożywki po jej sterylizacji. Prócz tego przygotowano pożywkę kontrolną bez dodatku fosforu.

Po 4-5 dniach wzrostu drobnoustrojów na pożywkach z różnymi źródłami fosforu w temperaturze 28° oznacza się wzrokowo intensywność ich rozwoju, określając stopień zmętnienia pożywki porównawczo w skali czterostopniowej. Jako 4 oznacza się najsilniejszy wzrost danego szczepu. Za istotną różnicę w nasileniu rozwoju przyjmuje się różnicę dwóch stopni.

Na podanym niżej przykładzie ilustrujemy, w jaki sposób rozróżnialiśmy grupy drobnoustrojów swoiście reagujących na różne związki fosforu znajdujące się w pożywkach.

Nr szczepu № штамма	Kontrola bez P Контроль без P	K_2HPO_4	$Ca_3(PO_4)_2$	Glicerofosfat Глицерофосфат
	nasilenie rozwoju w skali czterostopniowej интенсивность развития выраженная четырехбальной системой			
1	3	4	4	4
2	1	2	1	4
3	1	4	2	1
4	1	4	3	1

Uwzględniając dane zawarte w tej tabelce, określamy poszczególne szczepy w następujący sposób:

nr 1 — korzystający z fosforu w związkach mineralnych i organicznych,
nr 2 — wykorzystujący łatwiej fosfor organiczny,
nr 3 — wykorzystujący łatwiej fosfor mineralny,
nr 4 — przyswajający trójzasadowy fosforan wapnia.

W celu określenia zdolności poszczególnych szczepów nie tylko do asymilowania fosforu organicznego, lecz także do jego mineralizowania oznaczaliśmy w hodowli z glicerofosfatem pojawianie się rozpuszczalnych fosforanów, stosując w tym celu orientacyjną metodę kolorymetryczną przystosowaną przez Wondrauschową (1951) do oznaczania tych połączeń w glebie.

Uzdolnienie do rozpuszczania $Ca_3(PO_4)_2$ stwierdziliśmy na płytkach agarowych z pożywką Pikowskiej (1948), do której dodawaliśmy siarczanu amonu.

Skład pożywki był następujący: $(NH_4)_2SO_4$ — 0,5 g, glikoza — 20 g, $Ca_3(PO_4)_2$ — 5 g, NaCl — 0,2 g, $MgSO_4$ — 0,1 g, $MnSO_4$ — ślady, $FeSO_4$ — ślady, agar — 20 g, woda wodociągowa — 1000 ml, *pH* około 7.

Wokół wzrostu aktywnych szczepów tworzyły się przezroczyste strefy powstające po rozpuszczeniu fosforanu wapniowego.

Przystosowanie w ten sposób ilościowo-jakościowej metody Lochheada do badania drobnoustrojów czynnych przy przemianach związków fosforowych w glebie pozwoliło nam na wyróżnienie w zespole mikroflory następujących sześciu grup drobnoustrojów:

1) korzystające z fosforu w związkach mineralnych i organicznych,
2) wykorzystujące łatwiej fosfor organiczny,
3) wykorzystujące łatwiej fosfor mineralny,
4) mineralizujące fosfor organiczny ponad własne potrzeby,
5) przyswajające fosfor z trudno rozpuszczalnego fosforanu,
6) rozpuszczające trudno rozpuszczalny fosforan ponad własne potrzeby.

Tabela I

Powtarzalność wyników przy oznaczaniu „grup drobnoustrojów fosforowych" w zespołach mikroflory glebowej. Zmodyfikowana metoda Lochheada

Повторяемость результатов определения групп „фосфорных микроорганизмов" в ассоциациях почвенной микрофлоры

Numery płytek równoległych Номера повторных чашек	Ogólna ilość drobnoustrojów w milionach na 1 g gleby Общее количество микроорганизмов в миллионах в 1 г почвы	Liczba szczepów, należących do różnych „grup fosforowych" w zespołach z 25 szczepów Количество штаммов принадлежащих к разным „фосфорным" группам в ассоциациях из 25 штаммов											
		Analiza I (styczeń 1955) Анализ I (январь 1955)						Analiza II (marzec 1955) Анализ II (март 1955)					
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
1	112	22	1	2	4	21	0	21	2	2	3	23	3
2	153	20	2	3	5	19	0	23	1	1	5	23	2
3	105	21	0	4	3	23	2	20	2	3	4	22	5
4	99	20	3	2	7	23	0	20	3	2	8	22	2
5	90	24	0	1	5	24	0	24	0	1	5	23	3

Stosując ten podział możemy w pewnym stopniu zorientować się w uzdolnieniach badanych zespołów mikroflory do wywoływania różnych przemian związków fosforowych w glebie i w rizosferze roślin, co może nam pomóc w poznaniu roli drobnoustrojów w udostępnianiu fosforu roślinom.

Powtarzalność oznaczeń przeprowadzonych tą metodą sprawdzono na próbce gleby z rizosfery owsa. W tym celu z pięciu równoległych płytek wyodrębniono pięć zespołów składających się każdy z 25 szczepów. Podział ich na grupy przeprowadzano dwukrotnie posługując się hodowlami z pożywki półpłynnej, odszczepionymi na tę pożywkę bezpośrednio z kolonii na płytkach i hodowlami dwukrotnie pasażowanymi na tej pożywce. Wyniki zebrano w tabeli I.

Znając ogólną ilość drobnoustrojów i oznaczając ilość szczepów należących do każdej grupy, łatwo możemy obliczyć procentową zawartość poszczególnych grup w składzie całego zespołu i ilości drobnoustrojów należących do poszczególnych grup w jednostce wagowej gleby.

Jeżeli do badania weźmiemy większy zespół drobnoustrojów, np. składający się z 50 lub 100 szczepów, to oznaczenia nasze będą oczywiście znacznie dokładniejsze.

ZASTOSOWANIE OPISANEJ METODY DO BADANIA MIKROFLORY GLEBOWEJ

Wyżej podaną metodą zbadaliśmy 57 zespołów mikroflory glebowej wyodrębnionych z gleby lub z rizosfery roślin z doświadczeń wazonowych.

Starano się określić, jakie zmiany zachodzą w zespole mikroflory czynnej przy przemianach związków fosforowych zależnie od: typu gleby, rodzaju rośliny, okresu rozwoju rośliny i miejsca pobrania próbki (z samej gleby lub z rizosfery). Wyniki zestawiono w tabeli II.

Na ogół można powiedzieć, że niezależnie od pochodzenia badanych przez nas zespołów bakterii i promieniowców najliczniejszą grupę stanowią w nich drobnoustroje zdolne do odżywiania się zarówno mineralnymi jak i organicznymi związkami fosforowymi. Żywienie się więc ich tym czy innym związkiem fosforu w glebie będzie prawdopodobnie zależało od jej zasobności w różne formy związków fosforowych i od konkurencyjnych stosunków przy pobieraniu tych związków między samymi drobnoustrojami lub między drobnoustrojami a roślinami.

Grupę prawie równie liczną, jak wyżej wymieniona, stanowią drobnoustroje zdolne do pobierania fosforu z trudno przyswajalnych fosforanów wapniowych.

Mniej liczne są drobnoustroje należące do grup o bardziej swoistym sposobie reagowania na różne źródła fosforu w podłożu hodowlanym. Do nich zaliczamy te, które chętniej korzystają z fosforu mineralnego niż

Tabe

Ogólna ilość drobnoustrojów i skład procentowy ich zespołów czynnych
Общее количество микроорганизмов и процентный состав их ассоциаций вызыва

L. p. № по пор.	Środowisko Среда			Ilość zbadanych zespołów. Количество испытаных ассоциаций	Przeciętna ogólna ilość drobnoustrojów na 1 g gleby o naturalnej wilgotności (w milionach) Среднее общее количество микроорганизмов в 1 г почвы при полевой влажности (в милионах)	Skład Процент 1 korzystające z fosforu w związkach mineralnych i organicznych использующие фосфор минеральных и органических соединений
1	Gleba — почва	piasek nie obsiany песок не обсеяный		2	0,051	30 (28—32)
2		szczerk spod owsa w okresie kwitnienia супесь из под овса в период цветения		4	31,9	59 (32—84)
3		szczerk spod owsa w okresie dojrzałości супесь из под овса в период зрелости		4	49,3	86 (76—96)
4		less spod owsa w okresie kwitnienia лёсс из под овса в период цветения		4	512,1	44 (12—88)
5		less spod owsa w okresie dojrzałości лёсс из под овса в период зрелости		4	132,1	68 (48—96)
6	Rizosfera — Ризосфера	owsa w okresie kwitnienia овса в период цветения	na piasku на песке	8	114,2	77 (64—88)
7			na szczerku на супеси	4	122,4	64 (48—76)
8			na lessie на лёссе	4	947,3	56 (40—76)
9		owsa w okresie dojrzałości овса в период зрелости	na piasku на песке	8	80,3	64 (40—84)
10			na szczerku на супеси	4	780,5	84 (60—100)
11			na lessie на лёссе	4	1047,9	88 (84—92)
12		łubin na piasku w okresie kwitnienia люпин на песке в период цветения		3	4,9	51 (36—72)
13		ziemniaki na piasku w okresie kwitnienia картофель на песке в период цветения		4	16,9	64 (48—68)

la II

w glebie i w rizosferze roślin przy przemianach związków fosforowych

щих в почве и в ризосфере растений разные превращения фосфорных соединений

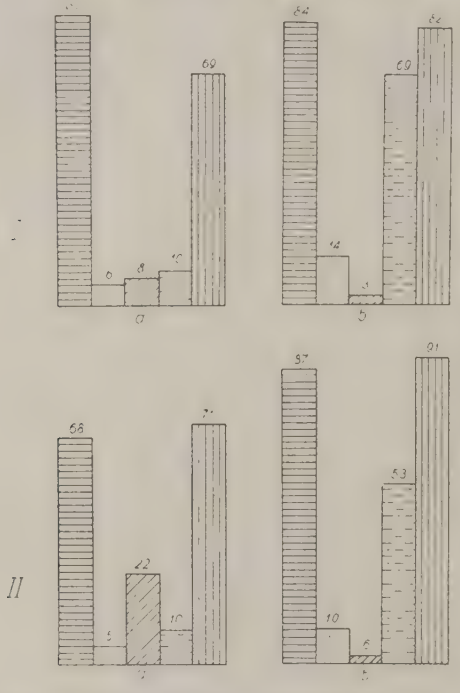
procentowy zespołów drobnoustrojów (w nawiasach podane są liczby graniczne)

ный состав микробных ассоциаций (в скобках приведены предельные цифры)

2	3	4	5	6
wykorzystujące łatwiej fosfor organiczny использующие лучше органический фосфор	wykorzystujące łatwiej fosfor mineralny использующие лучше минеральный фосфор	mineralizujące fosfor organiczny минерализирующие органический фосфор	przyswajające fosfor z trudnorozpuszczalnego fosforanu усваивающие фосфор из труднорастворимого фосфата	rozpuszczające fosforan trudnorozpuszczalny растворяющие труднорастворимый фосфат
4 (0—8)	38 (32—44)	4 (0—8)	72 (68—76)	16 (12—20)
18 (4—32)	23 (8—64)	23 (8—48)	29 (12—48)	—
6 (0—20)	8 (4—16)	10 (0—16)	69 (40—92)	—
12 (8—20)	44 (4—80)	20 (0—68)	61 (40—76)	—
5 (0—12)	27 (4—44)	10 (0—24)	72 (4—100)	—
11 (0—20)	12 (4—20)	27 (8—48)	76 (32—100)	15 (0—28)
16 (4—36)	20 (8—36)	52 (28—76)	68 (52—80)	—
12 (8—16)	32 (16—52)	32 (8—48)	40 (36—48)	—
17 (8—36)	17 (4—36)	18 (4—36)	64 (36—92)	1 (0—4)
14 (0—36)	2 (0—4))	68 (52—92)	82 (56—100)	—
10 (4—16)	2 (0—4))	54 (28—68)	92 (88—100)	—
32 (8—64)	17 (0—44)	23 (12—28)	—	40 (16—60)
22 (12—32)	13 (0—28)	9 (4—16)	—	20 (8—32)

organicznego lub odwrotnie, a także te, które wyraźnie rozpuszczają trójzasadowy fosforan wapniowy, albo mineralizują glicerofosfat.

Posługując się danymi z tabeli II przedstawiono porównawczo skład zespołów mikroflory: na wykresie 1 w trzech glebach, na wykresie 2 w rizosferze trzech roślin oraz na wykresie 3 w glebie spod owsa i w jego rizosferze.



Rys. 1. Skład zespołów drobnoustrojów „fosforowych" w glebie spod owsa i w jego rizosferze

Рис. 1. Состав ассоциаций „фосфорных" микроорганизмов в почве из под овса и в его ризосфере

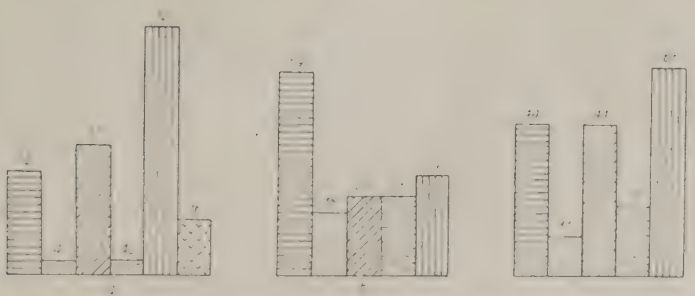
I Szczerk — Супесь
II Less — лёсс
a gleba — почва
b rizosfera — ризосфера

Charakterystyczną cechą zespołów mikroflory gleby spoza zasięgu korzeni jest obecność w nich dużej ilości drobnoustrojów rozwijających się lepiej na fosforze mineralnym niż na organicznym. Natomiast w skład mikroflory obecnej w rizosferze wchodzi stosunkowo więcej drobnoustrojów odżywiających się przede wszystkim fosforem organicznym i uzdolnionych do mineralizowania tej formy fosforu. Stosunki te jasno widać na wykresie 1, na którym zestawiono skład zespołów w samej glebie i w rizosferze owsa na niej rosnącego.

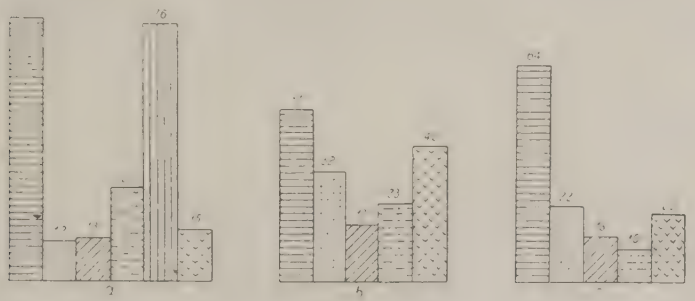
Przy charakteryzowaniu zespołów mikroflory w różnych glebach (wykres 2) zwraca uwagę bardzo mała ilość drobnoustrojów atakujących fosfor organiczny w piasku. W szczerku i w lessie drobnoustroje atakujące fosfor organiczny są liczniejsze.

W rizosferze różnych roślin (wykres 3) bardzo licznie występują drobnoustroje rozpuszczające $Ca_3(PO_4)_2$ w rizosferze łubinu, który znany jest ze zdolności przyswajania fosforu ze związków trudno rozpuszczalnych. Otrzymane przez nas wyniki wskazywałyby na to, że drobnoustroje mogą odgrywać czynną rolę w udostępnianiu tych związków roślinie.

Z pomocą opisanej metody można też było stwierdzić wyraźny wpływ



Rys. 2. Skład zespołów drobnoustrojów „fosforowych" w różnych glebach
Рис. 2. Состав ассоциаций „фосфорных" микроорганизмов в разных почвах
a piasek — песок, *b* szczerk — супесь, *c* less — лёсс



Rys. 3. Skład zespołów drobnoustrojów „fosforowych" w rizosferze różnych roślin
Рис. 3. Состав ассоциаций „фосфорных" микроорганизмов в ризосфере разных растений
a owies — овес, *b* łubin — люпин, *c* ziemniak — картофель

Objaśnienia do rys. 1, 2 i 3 — Объяснения к рис. 1, 2 и 3

1 korzystające z fosforu w związkach mineralnych i organicznych
использующие фосфор минеральных и органических соединений

2 wykorzystujące łatwiej fosfor organiczny
использующие лучше органический фосфор

3 wykorzystujące łatwiej fosfor mineralny
использующие лучше минеральный фосфор

4 mineralizujące fosfor organiczny ponad własne potrzeby
минерализирующие органический фосфор свыше своего потребления

5 przyswajające fosfor z trudno rozpuszczalnego fosforanu
усваивающие фосфор из труднорастворимого фосфата

6 rozpuszczające trudno rozpuszczalny fosforan ponad własne potrzeby.
растворяющие труднорастворимый фосфат свыше своего потребления

okresu rozwoju rośliny (owsa) na ilość drobnoustrojów korzystających przede wszystkim z fosforu organicznego. Ilustruje to tabela III, w której podane są wyniki analiz mikrobiologicznych w doświadczeniu wazonowym z owsem na trzech różnych glebach.

Tabela III

Wpływ rodzaju gleby i okresu rozwoju owsa na stosunek między ilością drobnoustrojów łatwiej korzystających z fosforu mineralnego i łatwiej korzystających z fosforu organicznego

Влияние типа почвы и стадия развития растении на соотношение между количеством микроорганизмов лучше использывающих неорганический фосфор и лучше использывающих органический фосфор

Środowisko / Среда — Gleba / Почва	W glebie / В почве	W rizosferze w okresie kwitnienia / В ризосфере в период цветения	W rizosferze w okresie dojrzałości / В ризосфере в период зрелости
Piasek	9,50	1,09	1,00
Szczerk	1,55	1,25	0,14
Less	3,66	2,66	0,10

W tabeli tej uwidoczniono, jak zmienia się zespół mikroflory w glebie i w rizosferze w miarę dojrzewania owsa. Widzimy, że na wszystkich glebach obserwuje się stopniowe zmniejszanie się ilości drobnoustrojów odżywiających się fosforem mineralnym na korzyść drobnoustrojów odżywiających się fosforem organicznym. Na piasku stosunek ten waha się w szerokich granicach. Na glebach uprawnych zmiany te są mniej silne.

* * *

Wzorując się na ilościowo-jakościowej metodzie Lochheada, stosowanej przez tego autora do określania składu procentowego różnych morfologicznych i fizjologicznych grup w zespołach mikroflory glebowej, opracowano sposób podziału takich zespołów na grupy drobnoustrojów swoiście reagujących na różne formy związków fosforowych.

Podano przykłady zastosowania opracowanej metody do badań ekologicznych nad rozprzestrzenieniem drobnoustrojów wywołujących różne przemiany związków fosforowych w środowisku glebowym i w rizosferze roślin (tab. II i III oraz wykresy 1, 2 i 3).

WNIOSKI

1. Zastosowanie ilościowo-jakościowej metody Lochheada do badań nad zespołami drobnoustrojów czynnych przy przemianach związków fosforowych pozwala na wyróżnienie w zespołach mikroflory glebowej

grup drobnoustrojów swoiście reagujących na różne formy związków fosforowych i na określenie liczebności tych grup w zespole (tab. II).

2. Opracowana metoda może być przydatna do badań ekologicznych nad rozprzestrzenieniem drobnoustrojów wywołujących różne przemiany związków fosforowych w glebie i do badań nad udziałem drobnoustrojów w żywieniu się roślin fosforem. Przykłady zastosowania tej metody zestawiono na wykresach 1, 2 i 3 oraz w tabeli III.

Część analityczna pracy wykonana była przy wydatnej pomocy laborantki Zakładu Mikrobiologii ob. Danuty Sakowskiej-Wróbel, za co składam jej wyrazy podziękowania.

LITERATURA

J. Gołębiowska i W. Myśkow, 1956: Drobnoustroje udostępniające fosfor roślinom, *Problemy Mikrobiologii Gleby*, PWRiL, w druku.

Gräf G., 1937: Ueber den Einfluss des Pflanzenwachstums auf die Bakterien im Wurzelbereich. *Zentr. Bakter.* II, **82**: 44.

Kudrin S. A., 1952: Krugoworot fosfora w poczwie i priewraszczenije w niej fosfatow udobrienij, *Agrobiołogija*, **5**: 91.

Lochhead A. G., and Chase F. E., 1943: Qualitative studies of soil microorganisms. V. Nutritional requirements of the predominant bacterial flora. *Soil Sci.*, **55**: 185.

Lochhead A. G., and Taylor C. B., 1938: Qualitative studies of soil microorganisms. I. General Introduction, *Canad. J. Research 16*, C: 152.

Pikowska R. I., 1948: Mobilizacja fosfatow w poczwie w swiazi z żyzniedijatielnostju niekatorych widow mikrobow, *Mikrobiołogija*, **17**: 362.

Taylor C. B. and Lochhead A. G., 1938: Qualitative studies of soil microorganisms. II. A survey of the bacterial flora of soils differing in fertility, *Canad. J. Research*, **16**, C: 162.

Wondrausch J., 1951: Badania nad znalezieniem szybkiej metody oznaczania fosforu w glebie, *Annales UMCS, Sectio SE*, 6: 447.

Ю. Голёмбёвска

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА LOCHHEAD'A ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ РАСПРОСТРАНЕНИЯ В ПОЧВЕ МИКРООРГАНИЗМОВ ВЫЗЫВАЮЩИХ ПРЕВРАЩЕНИЯ ФОСФОРА

Резюме

Принято способ раздела почвенной микрофлоры на группы микроорганизмов специфически реагирующих на разные фосфорные соединения. При этом основывались на количественно-качественном методе Lochhead'a применяемым этим автором для определения процентного состава морфологических и физиологических групп в ассоциациях микрофлоры.

Представлено примеры применения этого метода для экологических исследований над распространением микроорганизмов вызывающих разные превращения фосфорных соединений в почве и в ризосфере растений.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1957, 6, 29-48

J. Paluch, S. Radecka i *J. Filipowicz*

STAN BAKTERIOLOGICZNY WÓD GÓRNEGO BIEGU WISŁY I JEJ DOPŁYWÓW ORAZ TERENU ZALEWU W GOCZAŁKOWICACH

Z Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych oraz Katedry Technologii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w Gliwicach

Wpłynęło 7. V. 1956 r.

Zbyt mała ilość odpowiednich źródeł wody do picia dla celów gospodarczych i przemysłowych na terenie prawie całej Polski, a szczególnie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, stwarza konieczność budowy powierzchniowych zbiorników wodnych zapewniających możność zmagazynowania wód.

Jak podaje S t a r m a c h (1955) zbiorniki retencyjne w Polsce nie są jeszcze dokładnie zbadane pod względem nie tylko biologicznym i chemicznym, ale przede wszystkim bakteriologicznym. Prowadzone w tym zakresie prace ograniczały się i ograniczają w większości do badań wód samego zbiornika bez uwzględnienia jego dorzecza. Ten dotychczasowy stan wydaje się po części zrozumiały i usprawiedliwiony. Pełne opracowanie zbiornika wodnego i jego dorzecza wymaga ścisłej i jednoczesnej współpracy specjalistów szeregu dziedzin — hydrobiologów, mikrobiologów, chemików, hydrologów itd. Zorganizowanie zaś i przeprowadzenie badań w takim zespole pociąga za sobą poważne nakłady finansowe, nie mówiąc już o konieczności dysponowania odpowiednim sprzętem oraz pracowniami położonymi w pobliżu badanych zbiorników. Potrzeba i konieczność prowadzenia tego typu prac zespołowych jest już jednak doceniana. Prace S t a r m a c h a i współpr. (1955, 1956) stanowią w zasadzie pierwsze na terenie Polski próby pełnego opracowania hydrobiologicznego dwóch powierzchniowych zbiorników wodnych przeznaczonych do celów wodociągowych, a powstałych przez przegrodzenie tamą dolin rzecznych.

Dotychczasowe badania bakteriologiczne wód powierzchniowych pro-

wadzono raczej w celu ustalenia ich stanu sanitarnego. Do tego typu prac można zaliczyć m. in. publikacje Cabejszak i Włodka (1950) o stanie sanitarnym rzeki Kamiennej, Stangenberga (1951) o zanieczyszczeniu rzeki Wieprza i Pilicy, dalej pracę Timlera, Ogrodowczyka i Ońko (1953) o rzece Łódce, Matusiaka (1954) o mikroflorze stawów rybnych w Landeku i Gołyszu, Palucha i współpr. (1956, 1956 a) o charakterystyce mikrobiologicznej zbiornika powierzchniowego w Kozłowej Górze, Palucha i Szymkiewiczówny (1956) o stanie bakteriologicznym źródlisk rzeki Wisły.

Niniejsza praca jest częścią obszernych badań zespołowych stanu biologicznego, chemicznego i bakteriologicznego zlewni zbiornika goczałkowickiego oraz wód terenu zalewu przed okresem zalania i, podobnie jak poprzednie publikacje, posiada aspekt sanitarny.

Zbiornik goczałkowicki wybudowano na rzece Wiśle przegradzając tamą jej dolinę pod Goczałkowicami w odległości około 67 km od źródeł. Wody zasilające zbiornik goczałkowicki, prócz wody rzeki Wisły ujętej na przegrodzie, należą do części zlewni rzeki Iłownicy uchodzącej do Wisły poniżej przegrody. Ogólna powierzchnia zlewni zbiornika wynosi około 680 km². Bardziej szczegółową charakterystykę biologiczną, geologiczną, glebową i gospodarczą dorzecza górnej Wisły podał Starmach (1956).

Górna Wisła i jej dopływy powyżej zbiornika mają charakter potoków i rzek górskich, bądź podgórskich, tj. krótki i szybki bieg. Dlatego też wszelkie zanieczyszczenia ich wód oddziałują bezpośrednio na jakość wody w Wiśle, a tym samym w zbiorniku.

Stosunki hydrologiczne zlewni zbiornika goczałkowickiego są wyjątkowo skomplikowane, dlatego też konieczne wydaje się krótkie ich omówienie. Wpływają one na ilość przepływu wody w Wiśle i dopływach, a więc na stopień rozcieńczenia ścieków przemysłowych i bytowo-gospodarczych uchodzących lub infiltrujących do odbiorników. Tym samym więc decydują one o ilości, jakości i możliwościach rozwoju mikroflory bakteryjnej tych wód.

Jak widać z rysunków 1 i 2 zamieszczonych w doniesieniu Palucha i współpr. (1956 b), Czarna i Biała Wisełka po połączeniu się w Małą Wisłę została zatrzymana w swym biegu jazem piętrzącym w Czarnym; wskutek tego powstał zbiornik retencyjny długości około 1 km i głębokości (przy przegrodzie) ponad 4 m. W miejscowości Oblaziec odchodzi z Wisły młynówka ustrońsko-skoczkowska, która odprowadza całą normalną wodę i wszystkie niższe przepływy Wisły. W wyniku tego w okresach suszy poniżej jazu w Obłaźcu aż do ujścia Brennicy nie ma w Wiśle prawie żadnego przepływu poza wodami przesiąkającymi przez jaz i dopływającymi małymi górskimi potokami, które w okresach suszy również bywają pozbawione wody. Młynówka ta uchodzi w Skoczowie do rzeki Bładnicy i wraz z nią do Wisły.

Nieco powyżej Skoczowa uchodzi do Wisły rzeka Brennica. Zasila ona częścią swych wód cały szereg użytkowników i daje początek rzece Iłownicy. Iłownica posiada własną zlewnię i uchodzi do Wisły poniżej przegrody goczałkowickiej.

We wsi Harbutowice powyżej Skoczowa powstaje, także przez ujęcie wody Wisły, rzeka Bajerka, która zasila swymi wodami gospodarstwa stawowe Mnich i cukrownię „Chybie". Wpada ona bezpośrednio do Wisły w środkowej części zbiornika goczałkowickiego.

Poniżej Skoczowa znajduje się jaz ujmujący całą normalną wodę Wisły i odprowadzający ją przy pomocy dwóch młynówek. Młynówka Prawokiczycka uchodzi znów do Wisły dwoma ramionami poniżej Drogomyśla i w Zabłociu. Młynówka Lewokiczycka zasila szereg zakładów opartych na sile wodnej oraz gospodarstw rybnych i uchodzi w miasteczku Strumień do Potoku Zbytkowskiego, a z nim z powrotem do Wisły.

W dorzeczu górnej Wisły znajduje się szereg osiedli, przeważnie letniskowych, oraz zakładów przemysłowych. Scieki tych osiedli i zakładów zanieczyszczają Wisłę bezpośrednio lub za pośrednictwem jej dopływów. W górnej części dorzecza położona jest gmina Wisła — znana miejscowość klimatyczna. Scieki bytowo-gospodarcze tego osiedla oczyszcza się przeważnie w dołach osadnikowych z przelewami i częściowo infiltrują one lub spływają do Wisły i jej dopływów. Ilość tych ścieków jest nieznaczna i nie wpływają one w większym stopniu na pogorszenie jakości wody w Wiśle.

Poniżej gminy Wisła leży miasto Ustroń odprowadzające swe ścieki w podobny sposób z tym, że ze względu na chłonność gruntu (żwirowiska) jest tu łatwiejsza infiltracja do rzeki. Poważne zanieczyszczenie wody rzeki Wisły i młynówki ustrońsko-skoczowskiej powoduje znajdujące się w tym osiedlu kąpielisko borowinowe, oddające ścieki mętne, ciemno zabarwione, zawierające powyżej 300 mg/l zawiesiny; są tu ponadto zakłady przemysłu metalowego odprowadzające wody z obiegu chłodniczego oraz trawialni żelaza i stali.

Najpoważniejszym źródłem zanieczyszczenia Wisły w tym rejonie jest miasto Skoczów, dotychczas odprowadzające do Wisły ścieki bytowo-gospodarcze zakładów przemysłowych. Wśród nich najbardziej szkodliwe są ścieki garbarni zawierające powyżej 2 000 mg/l suchej pozostałości, powyżej 4 mg/l siarkowodoru i 43 mg/l chromu. Inne zakłady, np. wyrobów filcowych i przemysłu wełnianego, odprowadzają także dosyć duże ilości ścieków, niekiedy nawet trujące, o zmiennym *pH*, dużej zasadowości, poważnej ilości zawiesiny i substancji rozpuszczonych, o wysokim BZT_5.

Wreszcie na skraju zbiornika, w górnej części, leży miasteczko Strumień, nie przyczyniające się do poważniejszego zanieczyszczenia Wisły ściekami. Poza tymi osiedlami w dorzeczu górnej Wisły znajdują się liczne osiedla wiejskie o luźnej zabudowie, które nie wpływają bezpośrednio na jakość wody w zbiorniku i jego zlewni.

Dla zapewnienia odpowiedniej jakości wody w zbiorniku goczałkowickim uchwała Prezydium Rządu z dnia 14 maja 1952 r. przewidziała przeprowadzenie odpowiednich badań wpływu ścieków przemysłowych i miejskich na jakość wody w rzece Wiśle.

W wyniku badań przeprowadzonych przez różne zakłady i instytuty (Prace byłego Międzywojewódzkiego Komitetu Ochrony Rzek przed Zanieczyszczeniem w Katowicach, 1950; prace Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Politechniki Śląskiej, 1952 - 1955) stwierdzono, że żaden ze ścieków doprowadzanych do Wisły i jej dopływów powyżej zbiornika nie odpowiada warunkom dla odbiorników I kategorii, określonym w odnośnym rozporządzeniu ministra Gospodarki Komunalnej. Scieki zawierają bowiem związki trujące, zwiększoną ponad normę ilość zawiesiny, są zbyt silnie zabarwione, zawierają znaczne ilości tłuszczu oraz powiększają w odbiornikach BZT_5 znacznie powyżej 2 mg/l. Dalszym do-

wodem szkodliwości tych ścieków dla wody odbiorników były powtarzające się wypadki masowego śnięcia ryb w tych odbiornikach.

Przedstawione w niniejszej pracy wyniki badań mają na celu charakterystykę bakteriologiczną wód górnej Wisły i jej dopływów oraz wód istniejących na obszarze zalewu przed jego zalaniem. Jak zaznaczono, równolegle z badaniami bakteriologicznymi przeprowadzono badania biologiczne i fizykochemiczne. Wyniki tych ostatnich badań są tematem oddzielnych opracowań.

METODYKA BADAŃ

Badania bakteriologiczne przeprowadzono sześciokrotnie w latach 1953 i 1954. W 1953 r. badania przeprowadzono w dniach 27 maja, 30 lipca i 18 sierpnia, traktując je zresztą jako badania wstępne. Natomiast badania przeprowadzone w 1954 r. objęły okres zimowy (15 luty), wiosenny (26 maj) i letni (5-15 sierpień), tj. pory roku, w których temperatura wód wynosiła poniżej i powyżej 10° oraz osiągała maksimum roczne.

Jak wynika z przedstawionych stosunków hydrologicznych, stanowiska pobierania próbek musiano tak dobrać, by mogły one dać charakterystykę wód niesionych przez poszczególne rzeki i potoki w danych punktach. Stanowiska te podano na rysunku 2 zamieszczonym w doniesieniu J. P a l u c h a i współpr. (1956 b). Jak widać, stanowiska były zagęszczone w rejonach silnego zanieczyszczenia wód, a więc szczególnie w obrębie większych osiedli z zakładami przemysłowymi. W tych rejonach próbki wody pobierano w zasadzie przed ujściem ścieków lub potoków o wodzie zanieczyszczonej ściekami, następnie poniżej ujścia tych ścieków, w punktach zależnych od warunków miejscowych i charakteru ścieków, wreszcie w miejscu całkowitego zmieszania się ścieków z wodą odbiornika. Pobierano też w razie potrzeby próbki samych ścieków przed ich ujściem do odbiornika lub próbki wody potoków i rzek zanieczyszczonych ściekami przed ich ujściem do większego odbiornika.

Próbki wód potoków i mniejszych rzek pobierano przeważnie w nurcie z głębokości 30 cm. W większych rzekach (Wisła, Brennica) pobierano próbki w trzech punktach: w pobliżu lewego brzegu, pośrodku lub w nurcie i przy prawym brzegu, zależnie od stanu wody z głębokości 30 cm, 100 cm i więcej. Próbki wody pobierano przy pomocy batometru, opisanego w innych pracach P a l u c h a i współpr. (1956, 1956 a), do dwóch jałowych butelek o pojemności 50 ml z korkiem szlifowanym. Butelki z próbkami przechowywano w samochodzie w odpowiednich skrzyniach zamykanych lecz nie chłodzonych. W lutym 1954 r. nie było potrzeby ochładzania pobranych próbek, gdyż temperatura powietrza wynosiła —8 do —7,5°; natomiast w pozostałych dniach badań temperatura powietrza wynosiła od około 15 do 20°. Nie było jednak możliwości uzyskania suchego lodu, a z przyczyn technicznych nie udało się także zabrać w teren lodu naturalnego. Inne rozwiązanie nie było możliwe, gdyż odległość laboratorium od miejsc badań wynosiła 60-100 km i więcej.

Analizę bakteriologiczną wykonano według metodyki stosowanej w stacjach sanitarno-epidemiologicznych*. Próbki wody zależnie od stopnia zanieczyszczenia rozcieńczano w stosunku 1 : 10, 1 : 100 lub 1 : 1000.

Przedstawione wyniki tam, gdzie nie podano inaczej, odnoszą się do głębokości 30 cm; są one średnią dwóch równoległych posiewów. W niektórych wypadkach stwierdzono duże rozbieżności między ilością bakterii wynikającą z dwóch posiewów, mimo że próbki wody przed posiewem dokładnie mieszano; wyników takich nie uwzględniano. Z tym zjawiskiem spotkał się Matusiak (1954), a poprzednio także Paluch i współpr. (1956, 1956 a) i to na przestrzeni kilkuletnich systematycznych badań bakteriologicznych powierzchniowego zbiornika wodnego. Przyczyny rozbieżności wyników nie udało się ustalić, mimo że przeprowadzono w tym kierunku szereg odpowiednich prób.

W czasie pobierania próbek do analizy bakteriologicznej oznaczano równocześnie, na tych samych stanowiskach, temperaturę powietrza i wody z dokładnością do 0,1° oraz wykonywano terenowe oznaczenia niektórych cech fizykochemicznych wody i pełną analizę fizykochemiczną z ważniejszych stanowisk. Niezależnie od tego przeprowadzono pełne badanie hydrobiologiczne wody i biologiczne terenów przybrzeżnych. Jak już zaznaczono są one tematem oddzielnych opracowań. Pewne ich fragmenty uwzględniono w niniejszej pracy.

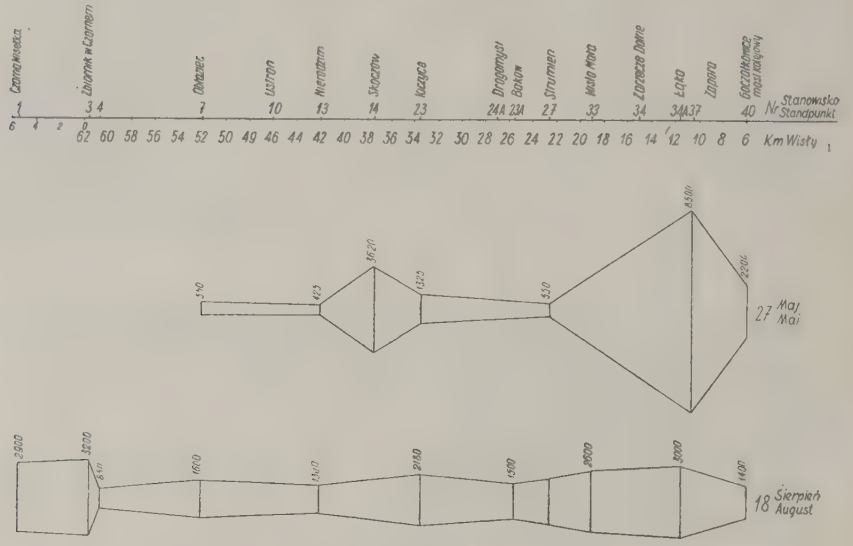
Próbki do analizy bakteriologicznej pobrano z 31 stanowisk na rzece Wiśle na odcinku od źródlisk na zboczach Baraniej Góry aż do Nowego Bierunia poniżej zbiornika, oraz z 44 stanowisk na dopływach Wisły, młynówkach, potokach, stawach rybnych, zastoiskach wodnych itd.

CHARAKTERYSTYKA BAKTERIOLOGICZNA RZEKI WISŁY

Wykresy przedstawione na rysunkach 1 i 2 obrazują stan bakteriologiczny wód rzeki Wisły od źródeł aż do przegrody zbiornika goczałkowickiego w latach 1953 i 1954. Już same źródliska Wisły wypływające ze zboczy Baraniej Góry zawierają przeciętnie w 1 ml wody 50-100 bakterii. Stan bakteriologiczny źródlisk Wisły przedstawiono szczegółowo w oddzielnej pracy (Paluch i Szymkiewicz, 1956). W Czarnej Wisełce stwierdzono od trzech do dziesięciu razy więcej bakterii niż w Białej Wisełce. Można to tłumaczyć tym, że Czarna Wisełka powyżej stanowiska I jest odbiornikiem ścieków schroniska turystycznego na Baraniej Górze, Biała Wisełka natomiast przyjmuje w zasadzie nieliczne zanieczyszczenia z gospodarstw leżących w pobliżu jej brzegów.

Po połączeniu się obu Wisełek ilość bakterii w wodzie jest duża (stanowisko III), jednakże już na stanowisku IV przy przegrodzie zbiornika retencyjnego w Czarnem, w odległości około 800 m od stanowiska poprzedniego, ilość kolonii na agarze obniża się czterokrotnie w 1953 r. i osiemnastokrotnie w 1954 r. Na większych głębokościach stanowiska IV ilość bakterii wzrasta w porównaniu z ilością w wodzie powierzchniowej.

* Należy także zaznaczyć, że w 1953 r. wskutek obowiązującej wtedy reglamentacji mięsa nie zawsze było możliwe sporządzenie *MPA* i *MPŻ* z mięsa wołowego. W tym wypadku sporządzano bulion z mięsa końskiego.

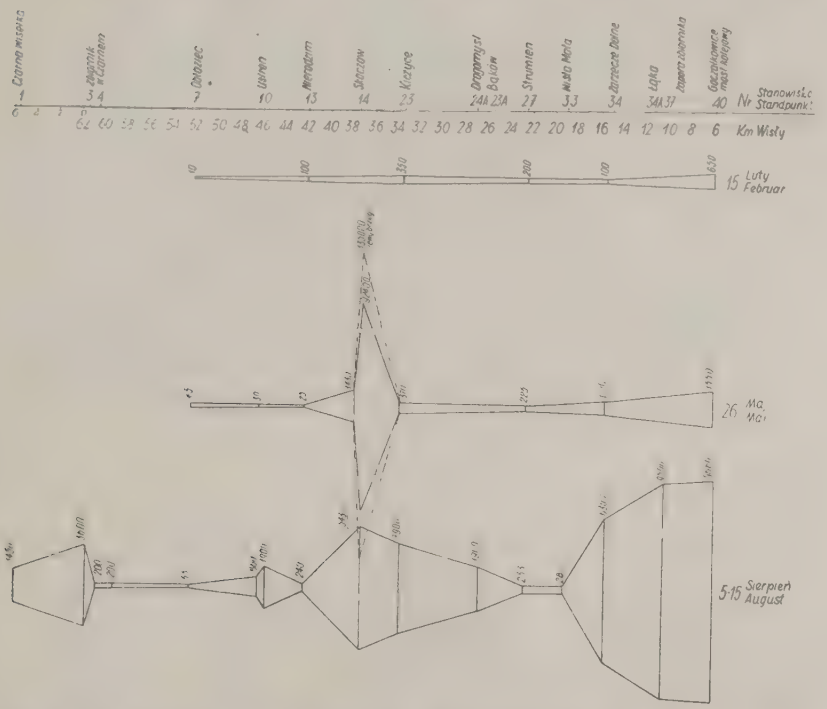


Rys. 1. Ilość bakterii w 1 ml wody górnej Wisły w maju i sierpniu 1953 r.
Zeichn. 1. Keimzahl Wasser der oberen Wisła im Mai und August 1953.

Dane te potwierdzają inne wyniki badań P a l u c h a i współpr. (1956, 1956 a) stwierdzające, że wody rzeczne zahamowane w swym biegu oczyszczają się z mikroflory bakteryjnej. Równocześnie obserwuje się tutaj inne zjawisko, również zanotowane przez P a l u c h a i współpr. (1956, 1956 a), a mianowicie ilość bakterii w wodzie powierzchniowych zbiorników wodnych wydaje się wzrastać w głębszych warstwach wody.

W dalszym biegu Wisły, na stanowisku VII w miejscowości Obłaziec obserwuje się ujemny wpływ osiedla Wisła na stan bakteriologiczny wody. Około 4 km poniżej Ustronia, na stanowisku XIII we wsi Nierodzim zaobserwowano pewne oczyszczenie wody Wisły, charakteryzujące się zmniejszeniem ilości bakterii w maju i sierpniu 1954 r., chociaż w 1953 r. w tych samych miesiącach ilość bakterii na tym stanowisku była nieco większa. Sprzeczność tych wyników jest jednak tylko pozorna. Zależą one bowiem od ilości wody przepływającej korytem rzeki i stopnia rozcieńczenia ścieków w obu latach.

Stan bakteriologiczny wody Wisły pogarsza się silnie od ujścia rzeki Bładnicy w Skoczowie. Bładnica jest bowiem odbiornikiem uciążliwych ścieków, między innymi zakładów przemysłu filcowego (powyżej Skoczowa) i ścieków garbarni (tuż przy ujściu do Wisły). Widoczny ślad tych ścieków ciągnie się w Wiśle przez około 8 km, aż do jazu w Kiczycach (stanowisko XXIII), a wpływ ich na jakość wody można stwierdzić jeszcze



Rys. 2. Ilość bakterii w 1 ml wody górnej Wisły w lutym, maju i sierpniu 1954 r.
Zeichn. 2. Keimzahl im Wasser der oberen Wisła im Februar, Mai und August 1954.

znacznie dalej. Wpływ tych ścieków odbija się między innymi na ilości bakterii. Wyniki otrzymane na agarze przedstawiono w tabeli I: dla żelatyny nie można było ich podać wobec częściowego lub całkowitego jej upłynnienia.

W dalszym biegu na odcinku od jazu w Kiczycach aż do miasta Strumień (stanowisko XXVII) Wisła oczyszcza się coraz bardziej. Wprawdzie przed miastem Strumień zaznacza się pewien ujemny wpływ ścieków Drogomyśla, jednak — jak się wydaje — procesy samooczyszczania się wody przebiegają normalnie.

Od miasta Strumień znów wyraźnie uwidacznia się silniejsze zanieczyszczenie Wisły, osiągające maksimum na terenie zbiornika w pobliżu przegrody. Ten stan obrazuje tabela II.

Tak silne zanieczyszczenie Wisły powodowane jest głównie przez dopływ silnie zanieczyszczonej rzeki Bajerki. Poza tym mogą na to mieć

Tabela I

Ilość bakterii w 1 ml wody powierzchniowej Wisły poniżej Skoczowa
Keimzahl des Wisła-Wassers unterhalb Skoczów

Stanowisko Standort	26. V. 1954			5. VIII. 1954		
	lewy brzeg linker Ufer	środek rzeki Fluss-mitte	prawy brzeg rechter Ufer	lewy brzeg linker Ufer	środek rzeki Fluss-mitte	prawy brzeg rechter Ufer
XIV powyżej ujścia Bładnicy	2 500	1 800	40	190*	300*	300*
XIVC poniżej ujścia Bładnicy	135 000	142 000	160	10 800	3 000	2 500
XXIII jaz w Kiczycach	500		240	5 600	3 000	3 100

* Stanowisko XIII w Nierodzimiu.

Tabela II

Ilość bakterii w 1 ml wody powierzchniowej Wisły na terenie zbiornika w sierpniu 1954 r.
Keimzahl des Wisła-Wassers auf dem Gebiet des künstigen Staubeckens im August 1954

Stanowisko Standort	Lewy brzeg Linker Ufer	Środek rzeki Flussmitte	Prawy brzeg Rechter Ufer
XXVII Strumień	250	150	300
XXXIV A przed przegrodą	6 700	15 400	6 400

wpływ zmiany procesów samooczyszczania się rzeki, wynikające z nieco innego charakteru Wisły na tym odcinku (przejście z górskiej na nizinną), na co zwrócił już uwagę Starmach (1956).

Wisła opuszczając teren zbiornika goczałkowickiego pozostaje w dalszym ciągu silnie zanieczyszczona, a zanieczyszczenie to dalej gwałtownie wzrasta. W dalszym biegu Wisły w pobliżu Nowego Bierunia ilość bakterii (posiew na agarze) osiągnęła 250 000 w sierpniu 1953, a 83 200 w ml w tym samym miesiącu 1954 r. Jest to znów wynikiem dopływu do Wisły rzek stanowiących odbiorniki ścieków, głównie okręgu przemysłowego Bielska, mianowicie rzeki Iłownicy, Jasienicy, Wapienicy i Białej.

Znaczny wpływ na ilość mikroflory bakteryjnej w wodzie Wisły wywierają nie tylko nadbrzeżne osiedla z zakładami przemysłowymi ale także liczne jej dopływy, młynówki i inne wody zasilające i odwadniające liczne stawy karpiowe znajdujące się na terenie dorzecza tej części Wisły. Omówione będą one w kolejności uchodzenia do Wisły licząc od jej źródlisk. W 1953 i 1954 r. zbadano najważniejsze z tych wód, miano-

wicie dopływy prawobrzeżne Malinkę i Brennicę, typowe potoki górskie, biorące początek w Beskidzie Śląskim, dopływy lewobrzeżne Bładnicę i Knajkę mające już charakter potoków nizinnych, które zbierają wody z krawędzi Beskidu i pogórza cieszyńskiego, oraz rzekę, a właściwie młynówkę Bajerkę, biorącą początek z Wisły. Zbadano także młynówkę ustrońsko-skoczowską oraz stawy rybne i inne wody na obszarze zlewni zbiornika i na jego terenie.

Malinka na stanowisku V, tj. 4.5 km od ujścia, w sierpniu 1953 r. niosła w 1 ml wody 220 bakterii (posiew na agarze), a 450 bakterii w sierpniu 1954 r., przy całkowitym upłynnieniu żelatyny.

Rzeka Brennica na stanowisku XXI, 12 km od ujścia, wykazała w sierpniu 1954 r. 1000 bakterii w 1 ml (posiew na agarze), natomiast bliżej ujścia na piątym km (stanowisko XXII) stwierdzono 1 100 bakterii i całkowite upłynnienie żelatyny. Na stanowisku XXII, 2.5 km od ujścia, niesiona przez rzekę ilość bakterii wynosiła w 1 ml:

Data	Posiew	
	na agarze	na żelatynie
27. V. 1953	115	350
30. VII. 1953	200	1 500
18. VIII. 1953	7 000	3 000
10. VIII. 1954	500	800

Jak widać, Malinka i Brennica, mimo że są to potoki górskie i — jakby się wydawało — powinny mieć wodę „czystą", są silnie zanieczyszczone substancjami organicznymi stanowiącymi dobre podłoże rozwojowe dla bakterii. Substancje ściekowe dostają się do tych rzek szczególnie w lecie z osiedli, w których przebywa duża liczba wczasowiczów. Poza tym, jak wiadomo, w rzekach górskich znacznie słabiej przebiegają procesy samooczyszczania się wody, między innymi wskutek szybkiego ich biegu i niskich temperatur.

Bładnica nie jest typową rzeką górską; jest to raczej potok o charakterze zbliżonym do nizinnego, o różnym stopniu zanieczyszczenia. Na przykład na stanowisku XVIII (11 km rzeki) w dniu 18.VIII.1953 r. stwierdzono 1 200 i 4 900 bakterii (posiew na agarze) i 4 800 (posiew na żelatynie), a w sierpniu 1954 r. odpowiednio 140 i 210. W odległości 2 km od ujścia, powyżej fabryki kapeluszy filcowych, na stanowisku XVII w Skoczowie ilość bakterii wynosiła w 1 ml:

Data	Posiew	
	na agarze	na żelatynie
18. VIII. 1953	2 000	350
13. VIII. 1954	400	300

Przy samym ujściu Bładnicy, w Skoczowie, po przyjęciu ścieków garbarni ilość bakterii gwałtownie wzrasta, osiągając następujące wielkości:

Stanowisko	26. V. 1954		13. VIII. 1954	
	agar	żelatyna	agar	żelatyna
Lewy brzeg	25 000	24 000	80 500	upłynniona
Środek rzeki	42 000	upłynniona	93 400	upłynniona
Prawy brzeg	5 600	upłynniona	2 500	upłynniona

Widać więc, że Bładnica (a właściwie ścieki z garbarni) stanowi główne źródło zanieczyszczenia górnej Wisły, wzbogacając ją bardzo silnie w mikroflorę bakteryjną i przyczyniając się do zahamowania normalnego przebiegu procesów samooczyszczania się wód Wisły.

Również silne zanieczyszczenie i wzrost ilości drobnoustrojów stwierdzono w potoku Knajka uchodzącym do Wisły w mieście Strumień. Mianowicie na stanowisku XXV stwierdzono w sierpniu 1953 r. 1 400 bakterii (agar), a w 1954 r. 530 bakterii w 1 ml wody, na żelatynie zaś 3 800 bakterii w sierpniu 1953 r. i 2 000 w sierpniu 1954 r.

Młynówka ustrońsko-skoczowska prowadzi zasadniczo całą normalną wodę Wisły. Przepływając przez miasto Ustroń i przez osiedla leżące przy drodze do Skoczowa przyjmuje ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe, co powoduje coraz większe jej zanieczyszczenie. Obrazuje to tabela III.

Tabela III

Ilość bakterii w 1 ml wody młynówki ustrońsko-skoczowskiej
Keimzahl im Mühlbach Ustroń-Skoczów

Stanowisko Standort	18. VIII. 1953		6–8. VIII. 1954	
	agar Agar	zelatyna Gelatine	agar Agar	żelatyna Gelatine
VII Wisła w Obłaźcu	1 600	450	55	upłynniona
VIII młynówka przed Ustroniem	450	150	35	upłynniona
IX młynówka w Ustroniu	1 100	800	500	1 500
X C młynówka w Ustroniu	1 000	4 000		
XI młynówka poniżej Ustronia	1 900	26 000	1 800	4 100
XII młynówka w Nierodzimiu	3 000	2 600	1 100	upłynniona
XV młynówka w Harbutowicach	2 800*	upłynniona*	7 300	upłynniona
XVI młynówka przy ujściu do Wisły w Skoczowie	59 000	upłynniona	14 000	upłynniona

* Dnia 30. VII. 1953 r.

Tak więc młynówka ustrońsko-skoczowska zwraca do Wisły w Skoczowie wody bardzo silnie zanieczyszczone, o ilości mikroflory bakteryjnej podobnej jak w Błądnicy. Należy zaznaczyć, że podane w tabeli III stanowisko XVI znajduje się na młynówce niosącej część wód młynówki ustrońsko-skoczowskiej i część wód rzeki Błądnicy.

Potok Bajerka również stanowi właściwie młynówkę, a w swym dalszym odcinku odbiornik ścieków cukrowni „Chybie". Podobny charakter posiada potok Iłownica, uchodzący do Wisły już poniżej przegrody zbiornika goczałkowickiego. Próby do analizy bakteriologicznej z Bajerki oraz z Iłownicy wykazały ilość bakterii podaną w tabeli IV.

Tabela IV

Ilość bakterii w 1 ml wody Bajerki i Iłownicy
Keimzahl im Bajerka- und Iłownica-Wasser

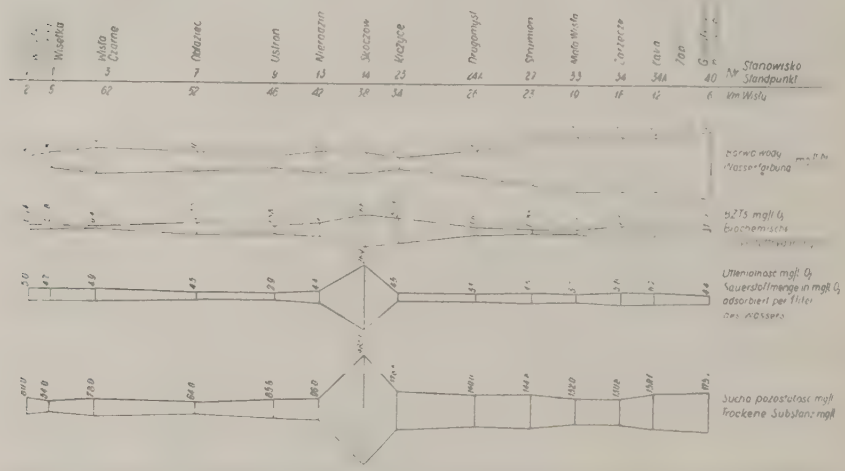
Stanowisko Standort	Data Datum	Agar Agar	Żelatyna Gelatine
XXX A Bajerka przy drodze	27. V. 1953	1 500	2 200
Chybie—Landek	14. VIII. 1953	1 700	7 700
XXXI Bajerka na terenie zalewu	5. II. 1954	4 600	4 400
	26. V. 1954	2 800	51 000
	14. VIII. 1954	77 500	281 000
XXIX Iłownica	18. VIII. 1953	2 100	3 800
	14. VIII. 1954	550	2 700
XXIX A stawy w Landeku	30. VII. 1953	1 800	1 500

Ilości bakterii, szczególnie w posiewach na żelatynie, znalezione w Bajerce w środkowym biegu rzeki przed ujściem do Wisły świadczą o wybitnie silnym zanieczyszczeniu jej wód ściekami zawierającymi wiele substancji organicznych.

Na uwagę zasługują jeszcze wyniki otrzymane z analizy wód znajdujących się na terenie zalewu. Na tym terenie zbadano stan bakteriologiczny niektórych stawów karpiowych, rowów melioracyjnych i zastoisk wodnych, głównie wód opadowych. Stwierdzono, że w stawach karpiowych w Zarzeczu (stanowisko XXXV) ilość bakterii w 1 ml wody wynosiła w 1953 r. od 1 200 do 5 400 (posiew na agarze) oraz od 800 do 2 900 (posiew na żelatynie). W sierpniu 1954 r. ilości te były mniejsze i w sześciu badanych stawach wahały się od 100 do 1500 bakterii (posiew na agarze) i od 300 do 1500 (posiew na żelatynie). Znacznie większe ilości bakterii znaleziono w rowach melioracyjnych (nie czyszczonych i bez odpływowych, stanowisko XXXVI-XXXIX); wahały się one w sierpniu 1954 r. od 550 do 3 300 bakterii w 1 ml (posiew na agarze) i od 1 100 do

7 600 (posiew na żelatynie). Podobne ilości bakterii stwierdzono w różnych zastoiskach wodnych.

Dla porównania opisanego wyżej stanu bakteriologicznego wody ze wskaźnikami biologicznymi i chemicznymi przedstawiono je na rysunkach 3 i 4 (Starmach, 1955).



Rys. 3. Niektóre wskaźniki chemiczne z lata (9-11. VIII) 1954 r. (wg Starmacha, 1956 r.)

Zeichn. 3. Einige chemische Indexzahlen vom 9-11. VIII. 1954 J.

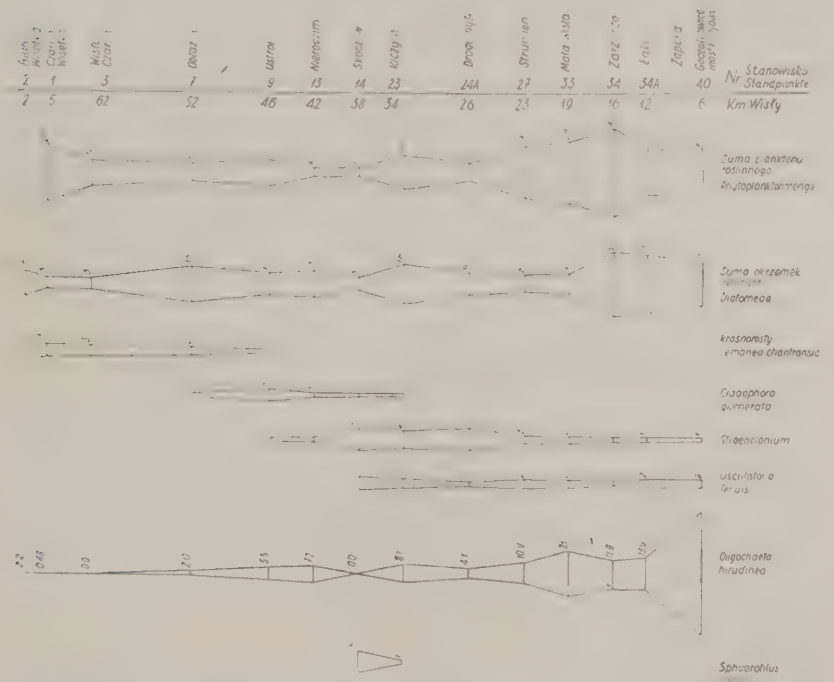
Wzrost ilości bakterii w Wiśle poniżej Strumienia, tj. na terenie zalewu, może być następstwem zwiększenia ilości substancji organicznych w wodzie w wyniku rozwoju planktonu. Od ujścia Bajerki dalszy wzrost ilości bakterii jest wywołany dopływem substancji ściekowych tej rzeki. Temu wzrostowi bakterii towarzyszy spadek ilości planktonu.

Tę dużą zgodność wskaźników biologicznych, chemicznych i bakteriologicznych zaobserwowano również w dopływach Wisły, młynówkach i innych wodach na terenie zalewu. Potwierdza to również wyniki badań Palucha i Dobrzańskiego (1956) przeprowadzonych na zbiorniku wodnym w Kozłowej Górze.

Charakterystyka występowania pałeczki okrężnicy

Miano *coli* w rzece Wiśle było różne (rysunek 5), zależnie od miejsca i stopnia zanieczyszczenia wody wahało się od 0,01 do 1,0 i powyżej 10. Dopływy Wisły miały podobne miano wahające się od 0.01 (młynówka ustrońsko-skoczowska — stanowisko XI, Brennica — stanowisko XXII A,

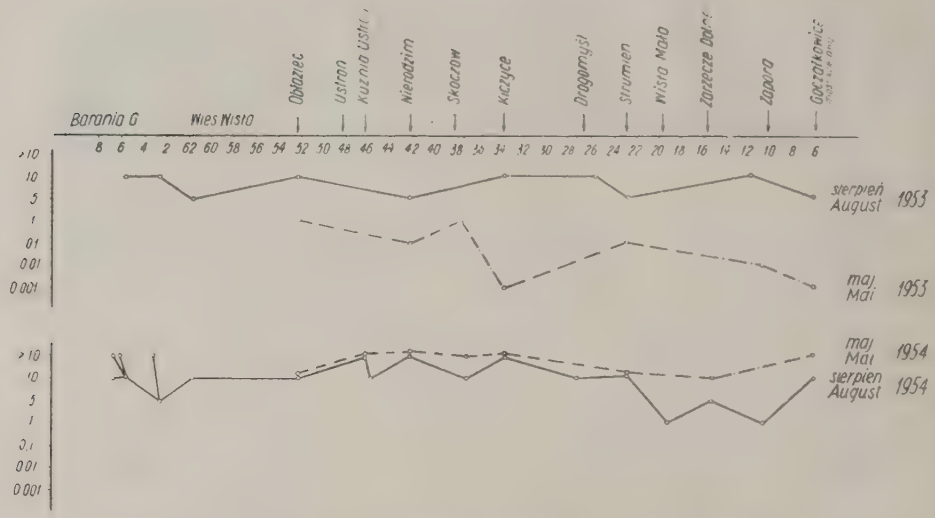
Bajerka — stanowisko XXX A) do 10 i powyżej 10. Znalezione szczepy zaliczono w większości wypadków do *Escherichia intermedium* i *Aerobacter aerogenes*. W kilku wypadkach nie udało się określić typu w oparciu o stosowaną metodykę (Ujednostajnione metody..., 1934, Bergey 1948, Novel 1951).



Rys. 4. Niektóre wskaźniki hydrobiologiczne z lata (9-11. VIII) 1954 r. (wg Starmacha, 1956 r.)

Zeichn. 4. Einige hydrobiologische Indexzahlen vom 9-11 VIII. 1954 J.

Występowanie pałeczek okrężnicy typu jelitowego (*Escherichia coli*) stwierdzono w wodzie Wisły w licznych punktach. Typ ten stwierdzono już poniżej połączenia się Czarnej i Białej Wisełki, na stanowisku IV w zbiorniku retencyjnym w Czarnem i to na głębokości do 300 cm. W dalszym biegu Wisły typ ten stwierdzono na stanowisku VII w Obłaźcu, na stanowisku X A w Kuźni Ustrońskiej, na stanowisku XIII w Nierodzimiu (lewy brzeg Wisły), na stanowisku XIV C po ujściu Bładnicy w Skoczowie i na stanowisku XXXIV we wsi Zarzecze Dolne na terenie zalewu.



Rys. 5. Miano *coli* w wodzie górnej Wisły w 1953 i 1954 r.
Zeichn. 5. Colititer im Wasser der oberen Wisła in Jahren 1953-1954

W dopływach Wisły i innych wodach typ jelitowy pałeczki okrężnicy stwierdzono w Knajce (stanowisko XXV) i w rowach melioracyjnych (stanowisko XXXIV). Prawdopodobnie typ jelitowy występował też w innych wodach, gdzie wykazano miano *coli* powyżej 10, gdyż w tych wypadkach nie przeprowadzano już identyfikacji bakterii.

*
* *

Woda rzeki Wisły jest już od źródlisk zanieczyszczona substancjami organicznymi ułatwiającymi rozwój bakterii. Ilość bakterii w Czarnej i Białej Wisełce silnie wzrasta z biegiem tych rzek wskutek dopływu ścieków bytowo-gospodarczych z przybrzeżnych osad, a osiąga swoje maksimum po połączeniu się obu Wisełek. Przez zahamowanie biegu rzeki ilość bakterii gwałtownie obniża się w zbiorniku retencyjnym w Czarnem. Następnie w wyniku stałego zanieczyszczania wody różnymi ściekami ilość bakterii w wodzie wzrasta aż do Skoczowa. Na tym odcinku długości ponad 20 km procesy samooczyszczania się wody przebiegają powoli. co związane jest z górskim charakterem rzeki, a także z wzrastającym z biegiem rzeki zanieczyszczeniem wody. Procesy te przebiegałyby prawdopodobnie jeszcze wolniej, gdyby nie progi regulacyjne zbudowane na tym odcinku rzeki, które powodują silne natlenienie wody. Od Skoczowa

do Strumienia woda oczyszcza się, na co wskazuje zmniejszenie się ilości bakterii i odpowiednie zmiany wskaźników chemicznych. Samooczyszczanie się wody osiąga w lecie swój punkt szczytowy w Strumieniu, w zimie natomiast mineralizacja ścieków przesuwa się o kilka kilometrów w dół rzeki, aż do terenów wsi Zarzecze. Od Strumienia, tj. od początku zalewu goczałkowickiego, ilość bakterii zaczyna znów silnie wzrastać, zbliżając się do maksimum (na badanym terenie) w pobliżu przegrody zbiornika goczałkowickiego. Tak więc na terenie właściwego zalewu stan bakteriologiczny wody w Wiśle jest najgorszy.

Dopływy Wisły oraz inne wody zasilające budowany zbiornik goczałkowicki są na ogół silnie zanieczyszczone i niosą względnie duże ilości bakterii, przyczyniając się do zahamowania samooczyszczania się wody wiślanej. Podobny charakter mają wody występujące na terenie zalewu, stawy karpiowe, rowy melioracyjne i zastoiska wodne.

Miano *coli* wód Wisły, dopływów oraz innych wód tej części dorzecza Wisły jest na ogół niskie. Częste występowanie typu jelitowego pałeczki okrężnicy świadczy o dopływie do Wisły ścieków bytowych, które mogą wnosić również bakterie chorobotwórcze. Woda Wisły, mimo pozornie dużej czystości, może stanowić pewne niebezpieczeństwo epidemiologiczne dla ludzi licznie kąpiących się w lecie oraz dla zbiornika goczałkowickiego.

WNIOSKI

Na podstawie wykonanych badań bakteriologicznych można wyciągnąć następujące wnioski:

Należy przypuszczać, że mimo złego stanu sanitarnego tych wód jakość wody w samym zbiorniku znacznie poprawi się pod względem bakteriologicznym, gdyż, jak już wykazano w innych pracach P a l u c h a i współpr. (1956, 1956 a) i potwierdzono w tych badaniach, zatrzymanie biegu rzeki i utworzenie powierzchniowego zbiornika wodnego przyczynia się znacznie do zmniejszenia ilości bakterii *.

Otrzymane wyniki potwierdzają konieczność oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych z osiedli i z zakładów powyżej budowanego zbiornika. Potwierdzają one zatem słuszność decyzji odpowiednich władz polecających wybudowanie oczyszczalni ścieków w osiedlach i zakładach przed uruchomieniem zbiornika goczałkowickiego.

Wydaje się celowe, a nawet konieczne, utworzenie stref ochrony sanitarnej nie tylko samego ujęcia wodnego na zbiorniku, lecz także na te-

* Jak już wykazały wstępne wyniki badań prowadzonych po uruchomieniu zbiornika w 1956 r. przez Joszta, Palucha i Filipowicz, ilość bakterii w wodzie zbiornika, jak przewidywano, jest znacznie mniejsza od ilości ich w dopływach.

renie części zbiornika oraz objęcie nadzorem sanitarnym całego dorzecza górnej Wisły aż do źródlisk na Baraniej Górze.

Należy kontynuować badania bakteriologiczne wód zasilających zbiornik po jego uruchomieniu śledząc przemiany jakościowe i ilościowe mikroflory bakteryjnej już od chwili napełniania zbiornika. Prace te są rozpoczęte w 1956 r. i będą kontynuowane w latach następnych.

Dziękujemy prof. drowi A. Josztowi i prof. drowi K. Starmachowi za cenne rady i uwagi udzielane w czasie wykonywania tych badań i opracowywania wyników. Dziękujemy również prof. mgrowi inż. E. Zaczyńskiemu, kierownikowi Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Politechniki Śląskiej w Gliwicach, a obecnie dyrektorowi Instytutu Gospodarki Komunalnej, za finansowe umożliwienie przeprowadzenia tych badań.

LITERATURA

Bergey's Manual of Determinative Bacteriology, 1948: London.

Cabejszak J. i Włodek S., 1950: Stan sanitarny rzeki Kamiennej. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna.* **24**: 10.

Matusiak K., 1954: Badania mikrobiologiczne stawów doświadczalnych w Landeku i Gołyszu. *Ekologia Polska II,* **3**: 247.

Novel E., 1951: De quelques souches microbiennes des genres *Escherichia* et *Aerobacter* isolées de l'eau du Léman. *Schweiz. Z. Hydrologie.* **13**: 352.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J. i Burmecha H., 1956: Stan bakteriologiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. *Biuletyn Zakł. Biol. Stawów PAN* **3**: 85.

Paluch J., Radecka S., Zdybiewska M. i Filipowicz J., 1956 a: Charakterystyka mikrobiologiczna wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze przeznaczonego dla celów wodociągowych. *Acta Microbiol. Polon.* **5**: 173.

Paluch J., Radecka S. i Filipowicz J., 1956 b: Stan sanitarny górnego biegu Wisły i jej dopływów oraz terenu zalewów w Goczałkowicach. *Acta Microbiol. Polon.* **5**: 187.

Paluch J. i Szymkiewicz A., 1956: Stan bakteriologiczny źródlisk rzeki Wisły na zboczach Baraniej Góry. *Acta Microbiol. Polon.* **5**: 197.

Paluch J. i Dobrzański R., 1956: Dobowe zmiany zawartości tlenu, biochemicznego zapotrzebowania tlenu, dwutlenku węgla, kwaśnych węglanów, stężenia jonów wodorowych oraz ilości planktonu i bakterii. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 181.

Prace Międzywojewódzkiego Komitetu Ochrony Rzek przed Zanieczyszczeniem w Katowicach, 1950 (nie publikowane).

Prace Zakładu Badań Wodociągów i Kanalizac. Politechniki Śląskiej w Gliwicach. 1952–1955 (nie opublikowane).

Stangenberg M., 1951: Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wody rzek Wieprza i Pilicy. *Wiadomości Służby Hydrolog. i Meteorolog.* **2**: 4–5.

Starmach K., 1954: O potrzebie szczegółowych badań stawów rybnych. *Kosmos,* 2: 138.

Starmach K., 1955: Biologia powierzchniowego zbiornika wodnego w Kozłowej Górze (Rękopis).

Starmach K., 1956: Hydrobiologiczna charakterystyka dorzecza i dna zbiornika w Goczałkowicach (Rękopis).
Timler A., Ogrodowczyk K. i Ońko Z., 1953: Badania fizyko-chemiczne wód rzeki Łódki. *Acta Microbiol. Polon.* 2: 157.
Ujednostajnione metody bakteriologicznego badania wody. 1934: Państwowy Zakład Higieny, Warszawa.

J. Paluch, S. Radecka und *J. Filipowicz*

DER BAKTERIOLOGISCHE ZUSTAND DES OBERLAUFES DER WISŁA UND IHRER NEBENFLÜSSE, SOWIE DES ZU ÜBERFLUTENDEN GEBIETES BEI GOCZAŁKOWICE

Zusammenfassung

Der Mangel an ausreichenden Quellen für die Trink- und Industriewasserversorgung in Polen und insbesondere im Oberschlesischen Industriegebiet, erfordert den Bau von Staubecken. Eines davon bildet der im J. 1956 in Betrieb genommene Behälter in Goczałkowice. Gegenstand des vorliegenden Aufsatzes ist ein Teil der Gemeinschaftsarbeit der umfassenden biologischen, bakteriologischen und chemischen Untersuchungen, betreffend die das Becken speisenden Wässer.

Durch Absperren des Laufes der Wisła mittels eines Staudamms der ca. 67 km von der Quelle entfernt ist wurde das Becken von Goczałkowice errichtet. Durch das Becken wird eine Fläche von 34 km² überflutet und ein Gebiet von 680 km² liefert ihm seine Wässer. In biologischer, hydrobiologischer, geographischer, geologischer Hinsicht wurde das Gebiet eingehend von Starmach (1956) charakterisiert; Paluch u. Szymkiewicz (1956 b) beschrieben den bakteriologischen Zustand der Wisła—Quellen an den Hängen der Barania Góra.

Der Oberlauf der Wisła und ihrer Nebenflüsse oberhalb des Staubekkens haben den Charakter von Sturzbächen und Bergflüssen, weshalb jede Verunreinigung ihres Wassers die Wasserqualität der Wisła und des Beckens selbst beeinträchtigt. Aus der Skizzen (Abb. Paluch und Mitarbeit. 1956) ersieht man, dass die hydrologischen Verhältnisse des Zuflussgebietes verwickelt sind. Es wird dadurch die Wassermenge der Wisła beeinflusst, was wieder den Verdünnungsgrad der in sie fliessenden und einsickernden Abwässer bestimmt und somit in qualitativer und quantitativer Hinsicht über die Entwicklungsmöglichkeiten der Mikroflora entscheidet. Die genannten Abwässer haben ihren Ursprung in Haushalten und Industrieanlagen der umliegenden Ortschaften. Der industrielle

Anteil der Abwässer ist schädlich, da er Giftsubstanzen und oft unzulässigen Anteil von Schwebestoffen enthält. Die Färbung, der Fettgehalt und der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) sind zu hoch.

Die angeführten teilweisen Untersuchungsergebnisse zeigen den bakteriologischen Zustand der zur Füllung des Beckens vorgesehenen Wasser.

UNTERSUCHUNGSMETHODIK

Die bakteriologischen Untersuchungen wurden sechsmal durchgeführt, und zwar an folgenden Tagen: 27.V, 30.VII, 18.VIII.1953 und 15.II, 26.V, 5—15.VIII. 1954.

Die Entnahmestellen wurden so gewählt, dass das Wasser der einzelnen Zuflüsse durch die Proben eindeutig charakterisiert wurde. Es wurde in der Flussmitte (bei breiteren Läufen in drei Punkten und zwar Mitte, linkes Ufer und rechtes Ufer) aus einer Tiefe von 30,100 und mehr cm (je nach Flusstiefe) mittels Batometer in je zwei sterile Flaschen gefüllt. Zwei bis 12 Stunden nach der Entnahme wurden die Proben auf die Nährboden gesät.

Die bakteriologische Analyse wurde nach der Methodik des Staatlichen Hygieneinstituts durchgeführt. Es wurde die Keimzahl in 1 ml (ccm) Wasser auf Nährbouillon-Agar nach 24 ± 2 stündiger Bebrütung bei $20°\pm1°C$, auf Nährbouillon-Gelatine nach 48 ± 3 stündiger Bebrütung bei $20°\pm1°C$, sowie der Colititer und der Coligruppe auf Standartnährboden bestimmt. Die Wasserproben wurden an 31 Standorten des Flusses Wisła entnommen, und zwar von den Quellen bis Nowy Bieruń unterhalb des Staudammes, sowie an 44 Standorten an den Nebenflüssen, Mühlbächen, Bächen, Fischteichen und anderen Gewässern auf dem gesamten Zuflussgebiet des Staubeckens, welches eine Fläche von fast 680 km^2 umfasst.

BAKTERIOLOGISCHE CHARAKTERISTIK DES WISŁA-WASSERS

Über den bakteriologischen Zustand des Wisła-Wassers im Jahre 1953 und 1954 von den Quellen bis zur Talsperre in Goczałkowice geben die Abb. 1 u. 2 Aufschluss. Die Keimzahl im Quellgebiet (Barania Góra) beträgt, wie dies schon Paluch u. Szymkiewicz (1956) feststellen wurde von 50—100 Keime im ml. Unterhalb des Zusammenflusses der Czarna- und Biała Wisełka ist die Keimzahl höher (Standort III). Durch die Stauung des Oberlaufes der Wisła mittels eines Flussdammes im Retentionsbecken von Czarne fällt die Bakterienzahl rapid ab, was die früheren Resultate von Paluch und seinen Mitarbeitern (1956, 1956 a) bestätigt. Infolge der Verunreinigung durch die Orte Wisła und Ustroń und

deren Industrieanlagen enthält das Wasser der Wisła in ihrem weiteren Lauf mehr Bakterien. Oberhalb Skoczów (Standort XIII) bemerkt man eine gewisse Besserung des Wasserzustandes. Unterhalb diesen Städtchens von der Mündungstelle des Nebenflusses Błądnica ab, steigt die Keimzahl stark an, weil dieser Nebenfluss die Abwässer von Fabriken (u. a. Gerberei-sowie Textilanlagen) mitführt (Taf. I). Vom Wehr bei Kiczyce (Standort XXIII) bis zur Ortschaft Strumień fällt die Keimzahl infolge von Selbstreinigungsprozessen des Wassers, wogegen dieselbe im Bereich des Staubeckens ansteigt (Taf. III). Dieses Anwachsen wird nicht durch die Abwässer des Ortes Strumień, sondern durch die Aufnahme des Wassers des stark verunreinigten Nebenflusses Bajerka verursacht. Es konnte beobachtet werden, dass die Selbstreinigung des Wassers unterhalb Skoczów im Sommer ihren Höhepunkt bei Strumień erreicht, während im Winter der Mineralisationprozess der Abwässer bis zum Dorf Zarzecze (Standort XXXIV) reicht.

Starken Einfluss auf die Keimzahl des Wisła-Wassers haben ausser Ortschaften und Industriewerken die zahlreichen Nebenflüsse, Mühlbäche und andere Gewässer, welche u. a. viele Karpfenteiche durchfliessen. So z. B. führte der Nebenfluss Malinka im August 1953 — 220 Keime im ml (Nährbouillon-Agar) und im August 1954 — 450 Keime bei vollständiger Verflüssigung von Nährbouillon-Gelatine. Der Nebenfluss Brennica wies im gleichen Monat d. J. 1954 von 1000 bis 7000 Keime im ml (Nährbouillon-Agar) auf. Diese beide Nebenflüsse, welche dank ihrem Gebirgscharakter „reines" Wasser führen sollten, sind durch Haushaltsabwässer verunreinigt. Am stärksten ist jedoch die erwähnte Błądnica bei Skoczów verschmutzt. Bei ihrer Mündung in die Wisła betrug die Keimzahl im Mittellauf im Mai 1954 — 42000 Keime auf Nährbouillon-Agar und 93000 Keime auf Nährbouillon-Gelatine. Die Hauptursache dieser hohen Keimzahl bilden die erwähnten Gerbereiabwässer.

Die Bajerka ist eigentlich ein Mühlbach und nimmt u. a. die Abwässer der Zuckerfabrik „Chybie" auf. Die Keimzahl in der Bajerka wie auch in der Łownica ist aus Tafel IV ersichtlich.

Von Bedeutung sind noch die Gewässer des jetzt überfluteten Gebietes. Es befanden sich hier Karpfenteiche, Entwässerungsgräben, Standwässer u. a. Sie hatten eine zwischen 100 — 4000 (Nährbouillon-Agar) und 1100 — 7600 (Nährbouillon-Gelatine) schwankende Keimzahl.

Um den Zusammenhang des beschriebenen bakteriologischen Zustandes dieser Wässer mit den betreffenden hydrobiologischen und chemischen Indexzahlen zu ermöglichen, wurde diese in Abb. 3 u. 4 zusammengestellt.

Diese weitgehende Übereinstimmung der Resultate von bakteriologischen, hydrobiologischen und chemischen Untersuchungen wurde auch in den Gewässern von anderen Standorten festgestellt.

DAS AUFTRETEN VON BAKTERIEN DER *COLI*-GRUPPE

Der Colititer der Wisła war sehr unterschiedlich (Abb. 5) und betrug in Abhängigkeit vom Standort und Verunreinigungsgrad des Wasser von 0,01 bis 10 und über 10. Die Zuflüsse wiesen ähnliche Zahlen auf. Die festgestellten Colibakterien gehörten grösstenteils den *Escherichia intermedium* und *Aerobacter aerogenes* an. In einigen Fällen liess sich eine Identifizierung nicht durchführen. Das Vorkommen des Darmtypus von *Escherichia coli* wurde an mehreren Standorten der Wisła und zwar schon vom Quellgebiet ab festgestellt. Derselbe Colitypus wurde auch in Nebenflüssen der Wisła und anderen erwähnten Wässern aufgefunden.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Das Wisła-Wasser ist schon von den Quellen ab mit organischer Substanz verunreinigt, was die Entwicklung der Abwasser-Mikroflora begünstigt. Die Keimzahl wächst flussabwärts, der Selbstreinigungsprozess wird durch den dauernden Zufluss von Abwässern in die Wisła und ihre Nebenflüsse gehemmt. Dadurch war der bakteriologische Wasserzustand im vorgesehenen Überflutungsgebiet am schlechtesten. Der niedrige Colititer und das verbreitete Auftreten des Darmtypus von *Escherichia coli* könnte epidemiologisch wichtig sein.

Es ist anzunehmen, dass die Inbetriebsetzung des Staubeckens die Keimzahl des Wassers bedeutend herabsetzen wird, da die Einrichtung von Oberflächenbehältern zur Verminderung der Mikroflora beiträgt, wie dies schon P a l u c h und seine Mitarbeiter (1956, 1956a) feststellen konnten und was auch in vorliegender Arbeit bestätigt wurde *.

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen bestätigen voll auf die Richtigkeit der behördlichen Anordnungen über den Bau von Abwasserreinigungsanlagen in Ortschaften und Industrieanlagen im Zuflussgebiet der Wisła oberhalb des Staubeckens.

Die Fortführung der bakteriologischen Untersuchungen der Zuflüsse des Staubeckens erweist sich weiterhin als unbedingt notwendig und muss die Beobachtung der Veänderungen der Mikroflora vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme des Beckens an umfassen. Diese Untersuchungen sind schon von Joszt, Paluch und seine Mitarbeitern in Angriff genommen worden und werden in den nächsten Jahren weitergeführt.

* Die ersten Ergebnisse der von Joszt, Paluch u. Filipowicz im J. 1956 durchgeführten Untersuchungen zeigen deutlich, dass im Wasser des Staubeckens Goczałkowice einige Monate nach dessen Füllung die Keimzahl, wie vorgesehen, bedeutend niedriger ist als im zufliessenden Wasser.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1957, 6, 49-86

J. Paluch i *R. Dobrzański*

PRÓBY OKREŚLENIA DYNAMIKI PRZEMIANY MATERII W WODZIE ZBIORNIKA RETENCYJNEGO W KOZŁOWEJ GÓRZE

II. DOBOWE ZMIANY TLENU, BIOCHEMICZNEGO ZAPOTRZEBOWANIA TLENU, DWUTLENKU WĘGLA, KWAŚNYCH WĘGLANÓW, STĘŻENIA JONÓW WODOROWYCH ORAZ ILOŚCI PLANKTONU I BAKTERII

Z Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych oraz Katedry Technologii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w Gliwicach

Wpłynęło dnia 7. V. 1956 r.

Większość publikowanych prac z zakresu hydrobiologii wykazuje, że dotychczas biocenozy wodne badano raczej jako zoo- i fitocenozy, a w mniejszym stopniu jako cenozy drobnoustrojowe. Według Skadowskiego (1955) wiąże się z tym istniejące do dziś mniemanie, że problemy dynamiki substancji biogenicznych mają tylko niewielkie powiązanie z problematyką hydrobiologiczną. Badając całość biocenozy wodnej nie można jednak pominąć biochemii danej wody. Dynamikę substancji biogenicznych w zbiorniku wodnym powinno się bowiem rozpatrywać przede wszystkim jako zjawisko związane z procesami przemiany materii bakterii i innych organizmów wchodzących w skład biocenozy, a nie tylko jako zjawisko o przewadze procesów fizjologicznych lub tylko chemicznych.

Prace wielu autorów pozwalają stwierdzić, że powierzchniowe zbiorniki wodne różnią się między sobą w sposób charakterystyczny nie tylko ilością i jakością zoo- i fitoplanktonu, ale także ilością i doborem drobnoustrojów. Dlatego też zbadanie flory bakteryjnej, dynamiki jej procesów życiowych i dynamiki pierwiastków biogenicznych, warunkujących bezpośrednio rozwój wszystkich niższych i wyższych organizmów, pozwoli na scharakteryzowanie nie tylko stanu sanitarnego zbiornika wodnego, ale także na ustalenie możliwości podwyższenia wartości gospodarczych

danego zbiornika (biomasa) lub zmiany właściwości fizykochemicznych wody przy użytkowaniu takiego zbiornika dla celów wodociągowych. Wreszcie można posługiwać się tymi danymi przy określaniu możliwości samooczyszczania się wody zbiornika, jako odbiornika ścieków.

Zagadnienie dynamiki przemiany materii nabiera specjalnego znaczenia w momencie, gdy w Polsce i w innych państwach powstaje wiele powierzchniowych zbiorników wodnych, przeznaczonych dla celów gospodarczych i przemysłowych. Zbiorników takich nie można eksploatować traktując je tylko jako urządzenia wodociągowe. Muszą one również stać się bazą hodowlaną ryb, a więc powinny odznaczać się dużą biologiczną produktywnością. Dzisiaj już wiemy, że można połączyć dwa pozornie sprzeczne cele — eksploatację wodociągową zbiornika i racjonalną gospodarkę rybną. Racjonalna gospodarka rybna opiera się na intensywnej hodowli ryb, podczas gdy wykorzystywanie zbiornika dla celów wodociągowych dopuszcza tylko hodowlę ekstensywną. Oczywiście sprawy te będzie można znacznie łatwiej pogodzić, gdy pozna się dynamikę przemiany materii w takich zbiornikach. Poznanie tej dynamiki może bowiem pozwolić na stworzenie w zbiorniku takich warunków, które spowodują zahamowanie rozwoju organizmów ujemnie wpływających na jakość wody z punktu widzenia wodociągowego, a równocześnie zapewnią dużą biologiczną produktywność. Sprawa ta jest coraz bardziej doceniana, przede wszystkim w Związku Radzieckim, czego dowodem jest publikowanie coraz większej ilości prac na ten temat.

Skopincew i Kryłowa (1955) badali zawartość w wodzie substancji organicznej powstającej w wyniku rozpadu obumierającego planktonu oraz określali ubytki substancji organicznej w czasie zakwitów barwnych form planktonu. Winberg i Łomonosowa (1953) stwierdzili ścisłą zależność między ilością bakterii w wodzie a biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu. Winberg (1955) określając reaerację wody pod wpływem fotosyntezy wykazał nieodzowność tego rodzaju badań dla uchwycenia przemian tlenowych w wodzie. Uzasadnia on konieczność innego traktowania wód (przy ocenie sanitarno-higienicznej) o wysokim *BZT* wynikającym z silnego rozwoju planktonu, niż wód wykazujących wysokie *BZT* spowodowane zawartością martwych substancji organicznych, bakterii lub innych niezielonych organizmów. Według tego badacza przy ocenie możliwości wpuszczenia do wód otwartych ścieków i innych zanieczyszczeń należy zwracać uwagę na przyczynę wysokiego *BZT*.

Skadowski, Miessiniewa i Uspieńska (1955) badając organizmy wpływające na zapach wody wykazali, że brak zapachu lub jego obecność w wodzie zależy od wielu czynników, głównie zaś od współdziałania różnych grup organizmów wodnych i czynników biochemicznych wpływających na ich rozwój.

Szczerbakow (1955), Kożow (1955), Kusmorska (1955) oraz Goriunowa i Nasonowa (1955) określali dynamikę sezonowych i rocznych ilościowych i jakościowych zmian fito- i zooplanktonu w jeziorach i morzach.

Nowożiłowa (1955) badając rozmieszczenie ilości bakterii w różnych częściach powierzchniowego zbiornika wodnego stwierdziła, że najmniej bakterii występuje w centralnych punktach tego zbiornika, a także, że ilość bakterii zmienia się zależnie od pór roku, przy czym minimum przypada na jesień i zimę. Wykazała ona również zgodność między sezonowymi zmianami ilości bakterii i planktonu.

Należy zaznaczyć, że wykazane przez nią występowanie minimum ilości bakterii w centralnych częściach zbiornika zostało stwierdzone w latach 1952-1954 przez Paluch a i współpr. (1956, 1956 a, 1957) w zbiorniku wodnym w Kozłowej Górze oraz w zbiorniku retencyjnym na Wiśle w Czarnem. Wreszcie współzależność między ilością planktonu i bakterii potwierdzono w niniejszej pracy.

Dynamikę rozwoju bakterii w różnych typach zbiorników wodnych badał także Iwanow (1955), określając równocześnie produkcję biomasy bakteryjnej. Wykazał on zależność intensywności rozmnażania się bakterii od stopnia troficzności zbiornika wodnego.

Paluch (1956) badając dobowe zmiany zawartości tlenu w wodzie wykazał, że w wodzie powierzchniowego zbiornika wodnego, niezależnie od temperatury wody, istnieje od maja do jesieni i zimy wzrost procesów pochłaniających tlen, przy czym w przydennych warstwach wody zachodzi intensywniejsza przemiana materii objawiająca się większym deficytem tlenowym. Wykazał też, że istnieje zależność między zawartością w wodzie tlenu a długością dnia i insolacją, a więc ścisłe powiązanie z procesami fotosyntezy, na co również zwraca uwagę Winberg (1955).

Jak wspomniano, uchwycenie rodzaju i natężenia dynamicznych przemian fizykochemicznych i biologicznych zachodzących w wodach otwartych może dać możność regulowania biologicznej produktywności zbiorników.

Określenie tylko niektórych parametrów przemiany materii, jak np. przemian tlenowych zachodzących w ciągu doby i roku, nie daje jednak podstaw do ogólnych wniosków, chociaż tlen stanowi jeden z głównych czynników metabolizmu. Dlatego też badania rozpoczęte w 1953 r. (Paluch, 1956), prowadzone dalej w 1954 r., są kontynuowane nadal i przedstawione poniżej. W tym roku zbadano zachodzące w ciągu doby zmiany zawartości w wodzie tlenu, nasycenia wody tlenem, biochemicznego zapotrzebowania tlenu, zawartości w wodzie wolnego dwutlenku węgla i kwaśnych węglanów, stężenia jonów wodorowych oraz ilości planktonu i bakterii. Badania przeprowadzono w powierzchniowym zbiorniku wodnym

w Kozłowej Górze powstałym przez przegrodzenie tamą doliny rzeki Brynicy, a przeznaczonym dla celów wodociągowych. Zbiornik ten pod względem hydrobiologicznym opisał Starmach (1955 a), a rzekę Brynicę — Siemińska (1956). Faunę denną tego zbiornika podała Grzybowska (1955), Markiewicz i Dyszewska (1955) opisali wyniki połowów ryb w 1953 r. i tempo wzrostu płoci i okonia. Skład chemiczny wody zbadała Cybulska (1955), a Paluch i współpr. (1956, 1956 a) opisali zbiornik pod względem bakteriologicznym.

METODYKA PRACY

Próby wody do badań pobierano w ciągu 1954 r. od chwili całkowitego spłynięcia lodu na stanowisku badań, które opisano w poprzedniej pracy (Paluch, 1956, rys. 1). Próby pobierano raz na miesiąc, w dniach 27/28 kwietnia, 25/26 maja, 26/27 czerwca, 28/29 lipca, 27/28 sierpnia, 25/26 września oraz 7/8 grudnia, możliwie w czasie ustalonej pogody, w ciągu całej doby, zasadniczo co dwie godziny od godz. 8 rano do 6 rano dnia następnego, z głębokości 30, 100, 200, 300 i więcej cm zależnie od stanu wody. Z przyczyn technicznych nie pobrano prób w październiku i listopadzie. Początek pobierania prób w ciągu każdej doby zaznaczono w tabeli 1 i na rysunkach.

Stan pogody w poszczególnych dniach badań przedstawiał się następująco:

W dniu 27/28 kwietnia od rana słonecznie, wiatr wschodni i północno-wschodni, fala na zbiorniku drobna. Od godz. 18 pochmurno i wiatr wschodni. Noc gwiaździsta i bezwietrzna. O świcie wiatr z północy.

W dniu 25/26 maja od rana słonecznie, słaby wiatr północny, fala drobna. W południe od godz. 12 częściowe zachmurzenie, wiatr północny, fala większa. Od godz. 18 całkowite zachmurzenie i cisza. Noc pogodna, cisza, brak fali. Rano słaby wiatr północno-wschodni.

W dniu 26/27 czerwca od rana pogodnie, wiatr południowo-wschodni, fala średnia zanikająca. Od godz. 20 częściowe zachmurzenie, wiatr południowy, fala drobna. Noc pogodna, wiatr południowo-wschodni, fala drobna. Nad ranem częściowe zachmurzenie.

W dniu 28/29 lipca do południa pogodnie, słaby wiatr południowo-wschodni. Po południu chwilowe zachmurzenie, wieczorem zaś skłonność do burzy. Od północy drobny deszcz, wiatr południowy, fala drobna. Rano zachmurzenie duże, wiatr północno-wschodni, fala mała.

Dnia 27/28 sierpnia do godz. 12 słonecznie, wiatr północny, fala drobna. Po południu zupełne zachmurzenie, wiatr dalej północny, fala mała. Wieczór pogodny, lecz od północy znów zachmurzenie trwające do rana. Wiatr bez zmian.

Dnia 25/26 września pogodnie aż do godz. 18, później wzrost zachmurzenia. Wiatr południowo-wschodni, fala duża. W nocy zachmurzenie duże, drobny deszcz, wiatr południowy, fala mała i drobna.

Dnia 7/8 grudnia rano pochmurno i mgła, wiatr południowy, fala drobna; od godz. 14 słonecznie, wiatr południowo-wschodni. Noc księżycowa, wiatr bez zmian, fala drobna.

Próbki wody do oznaczeń fizykochemicznych i biologicznych pobierano przy pomocy czerpacza wody Ruttnera. Próbki do oznaczeń bakteriologicznych przy pomocy rurowego batometru opisanego przez P a l u c h a i współpr. (1956, 1956 a) pobierano do szklanych butelek o pojemności około 50 ml z korkami szlifowanymi. Wszystkie próbki pobierano w dwóch powtórzeniach.

Próbki wody do oznaczeń tlenu lewarowano do butelek o pojemności około 100 ml z korkiem szlifowanym, wycechowanych z dokładnością do 0,02 ml w temperaturze 20°. Tlen oznaczono jak w poprzedniej pracy (P a l u c h 1956) metodą Winklera. Oznaczenie tlenu wykonywano następnego dnia po pobraniu próbek, przechowując je w ciemności w lodówce. Kilkanaście razy stwierdzono, że na dnie niektórych butelek powstawał brązowo-czarny osad wodorotlenku manganu, trudno rozpuszczalny w kwasie siarkowym. W czasie miareczkowania próbek z osadem obserwowano nadmierne zużycie tiosiarczanu sodowego, a stąd nienormalne ilości tlenu. Wyniki takie odrzucano, zaznaczając w odpowiednich tablicach, że wynik oparty jest na jednym oznaczeniu. Należy podkreślić, że jest to zjawisko częste przy stosowaniu metody Winklera. Spotkano się z nim już w poprzedniej pracy (P a l u c h 1956), a także wspomina o tym B a n d t (1952).

Temperaturę wody mierzono na danej głębokości cechowanym termometrem rtęciowym z dokładnością do 0,1°. Nasycenie wody tlenem obliczono uwzględniając ciśnienie atmosferyczne panujące w dniu pobierania prób, a notowane przez Instytut Hydrometeorologiczny dla Katowic.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5) określono, bez rozcieńczania wody, według metodyki podanej przez J u s t a i H e r m a n o w i c z a (1955). Wolny dwutlenek węgla oznaczono w próbkach pobranych oddzielnie według zasad analizy gazowej przez miareczkowanie przy pomocy sody (J u s t i H e r m a n o w i c z, 1955). Kwaśne węglany (HCO'_3) oznaczono przez miareczkowanie 0,1 N HCl wobec metyloranżu (J u s t i H e r m a n o w i c z, 1955).

Stężenie jonów wodorowych oznaczono kolorymetrycznie przy pomocy wzorców stałych, sporządzonych z roztworów buforowych (KH_2PO_4 i NaOH) ze stałą ilością 0,1% roztworu alkoholowego błękitu bromotymolowego. Do oznaczenia *pH* pobierano 10 ml badanej wody i dodawano 0,25 ml wskaźnika. Porównanie z wzorcami kolorymetrycznymi w komparatorze Walpole'a. Dokładność oznaczeń wynosiła 0,1 *pH*.

Nannoplankton oznaczono w kwietniu i maju w komorze Sedgwick-Raftera, a w pozostałych miesiącach (czerwiec-grudzień) w komorze Kolkwitza według metodyki podanej przez S t a r m a c h a (1955). Przystępując do badań zamierzano stale określać ilość planktonu w komorze Sedgwick-Raftera, jednakże już po dwukrotnym policzeniu próbek okazało się to niemożliwe z przyczyn technicznych. Mianowicie osoba nie była w stanie wykonać ich obliczeń w przeznaczonym do tego czasie i z tego powodu należało przejść na metodę szybszą, posługując się komorą Kolkwitza.

Ilość bakterii w 1 ml wody oznaczano metodą płytkową według metodyki Państwowego Zakładu Higieny (Ujednolicone metody bakteriologicznego badania wody, 1934, P a l u c h i współpr., 1956).

Oznaczenia BZT_5, ilości planktonu oraz bakterii wykonywano z przyczyn technicznych co 4 godziny, pozostałe zaś oznaczenia co 2 godziny w ciągu doby.

Otrzymane wyniki przedstawiono na załączonych tablicach i rysunkach, jako średnie przynajmniej z dwóch oznaczeń.

Tabela I

Temperatura wody w 1954 r. — Wassertemperatur

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme						
		27 28. IV.	25 26. V.	26 27. VI.	28 29. VII.	27 28. VIII.	25 26. IX.	7 8. XII.
0,3	2	6,5	15,0	23,0	20,2	18,8	13,0	1,8
	4	6,5	15,0	23,0	20,5	18,8	12,8	2,0
	6	6,5	15,0	23,0	20,3	19,0	13,0	1,8
	8	6,0	15,5	22,9	20,0	19,2	13,0	3,2
	10	6,5	16,0	23,1	20,0	19,4	13,0	3,0
	12	7,0	16,3	23,3	20,0	19,2	13,1	3,0
	14	7,5	16,5	23,8	20,8	19,6	13,1	2,8
	16	8,0	17,0	23,9	21,2	19,5	13,2	2,8
	18	7,5	17,0	23,8	21,0	19,4	13,0	2,9
	20	7,0	17,8	23,8	20,7	19,0	13,0	2,4
	22	6,5	16,5	23,8	22,8	19,0	12,9	2,0
	24	6,5	16,0	23,0	20,5	19,0	13,0	2,0
1,0	2	6,5	16,0	23,0	20,4	19,0	13,0	1,5
	4	6,5	16,0	23,0	20,4	19,0	13,0	1,8
	6	6,5	16,0	23,0	20,4	19,0	13,0	1,8
	8	6,0	15,0	23,0	20,0	19,2	13,0	3,2
	10	6,0	15,5	23,1	20,0	19,2	13,0	3,0
	12	7,0	16,0	23,3	20,2	19,2	13,1	3,0
	14	7,0	16,0	23,8	20,8	19,5	13,2	2,8
	16	7,5	16,5	23,9	20,8	19,4	13,2	2,7
	18	7,0	16,5	23,8	21,0	19,4	13,2	2,7
	20	7,0	17,0	23,8	20,7	19,2	13,0	2,3
	22	6,5	16,5	23,4	20,7	19,0	12,0	1,9
	24	6,5	16,5	23,0	20,2	19,0	13,0	1,9
2,0	2	6,5	16,0	23,0	22,2	19,0	13,0	1,5
	4	6,5	16,0	23,2	20,5	19,0	13,0	1,6
	6	6,5	15,5	23,0	20,4	19,0	13,0	1,8
	8	6,0	14,0	23,0	20,0	19,2	13,0	3,2
	10	6,0	14,5	23,1	20,0	19,2	13,0	3,0
	12	6,5	15,0	23,3	20,2	19,2	13,2	3,0
	14	7,0	16,0	23,8	20,6	19,4	13,2	2,8
	16	7,0	16,5	23,9	20,7	19,4	13,2	2,8
	18	6,5	16,5	23,8	20,8	19,4	13,2	2,9
	20	7,0	16,0	23,8	20,6	19,0	13,0	2,4
	22	6,5	16,2	23,2	20,9	19,0	12,8	1,9
	24	6,5	16,0	23,2	20,2	19,0	13,0	1,5
2,5 - 3,2	2	6,5	15,0	23,1	20,3	19,0	13,0	1,5
	4	6,5	14,5	23,2	20,4	19,0	13,0	1,6
	6	6,5	15,0	23,0	20,3	19,0	13,0	1,5
	8	6,0	13,5	23,1	20,0	19,2	12,8	3,2
	10	6,0	14,0	23,0	20,0	19,2	13,0	3,0
	12	6,0	14,5	23,2	20,2	19,2	13,1	3,0
	14	6,5	15,0	23,4	20,5	19,4	13,2	2,8
	16	6,5	16,0	23,8	20,4	19,4	13,2	2,8
	18	6,0	15,0	23,5	20,5	19,4	13,0	2,8
	20	6,5	16,0	23,6	20,5	19,1	13,0	2,7
	22	6,5	15,8	23,2	20,8	19,0	12,9	1,7
	24	6,5	16,0	23,2	20,2	19,0	13,0	1,5

TEMPERATURA WODY

Temperatura wody jest jednym z czynników kształtujących stosunki tlenowe w wodzie, zawartość CO_2, ilość planktonu i bakterii. Należy ją rozpatrywać z uwzględnieniem zmian zachodzących w ciągu doby na poszczególnych głębokościach, jak też zmian w poszczególnych godzinach doby na różnych głębokościach i w różnych miesiącach.

W ciągu doby wahania termiczne wody (tab. I) w poszczególnych miesiącach nie wykazywały istotnych różnic poza poziomem wynikającym z przyczyn klimatycznych. Zmiany temperatury wody zależnie od temperatury powietrza i stanu pogody (tab. II) nie były duże. W warstwie wody powierzchniowej mieściły się one w granicach 0,9-1.5° w ciągu całego okresu badań, a jeszcze mniejsze wahania stwierdzono w głębszych warstwach wody. Zaobserwowane w poszczególnych miesiącach termokliny były niewielkie i stwierdzono je tylko w niektórych godzinach w ciągu doby. Od sierpnia obserwowano już całkowitą homotermię na wszystkich głębokościach w ciągu całej doby.

Niewielkie różnice temperatury wody na różnych głębokościach są zupełnie zrozumiałe, gdyż w okresie badań w 1954 r. stan wody w zbior-

Tabela II

Temperatura powietrza (w °C) i ciśnienie atmosferyczne (w milibarach) w 1954 r.
Lufttemperatur und atmosphärische Druck

Data Datum	27./28. IV.	25./26. V.	26./27. VI.	28./29. VII.	27./28. VIII.	25./26. IX.	7./8. XII.
Godz. Stunde	Temperatura powietrza Lufttemperatur						
2	0,0	11,0	17,0	18,0	14,0	12,0	—2,0
4	—0,5	9,4	17,2	15,3	14,6	11,0	—2,0
6	1,0	15,0	21,8	15,2	15,1	10,3	—1,3
8	4,3	17,5	22,3	21,0	17,5	13,0	1,2
10	4,0	21,0	23,0	22,7	20,3	16,0	2,1
12	6,5	22,0	25,0	24,0	18,5	17,0	3,0
14	8,4	21,5	25,6	23,0	19,0	17,6	2,4
16	7,5	21,0	26,2	22,5	19,8	16,2	1,0
18	7,0	19,0	25,0	20,9	18,9	14,0	1,0
20	4,4	16,0	21,2	19,0	16,2	13,2	0,6
22	2,0	12,5	20,4	19,2	15,0	13,0	—1,0
24	0,5	12,0	18,0	18,0	14,1	12,2	—1,8
	Ciśnienie atmosferyczne Atmosphärische Druck						
	984,4	988,5	976,5	973,7	985,3	978,6	961,1

Tabela III

Zawartość tlenu w mg/l O_2 w 1954 r. — Sauerstoffgehalt mg/L O_2

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme						
		27/28. IV.	26/27. V.	26/27. VI	28/29. VII.	27/28. VIII.	25/26. IX.	7/8. XII.
0,3	2	12,67	8,90	8,12	8,25	7,18	8,35	12,35
	4	11,72	9,09	7,25	8,25	7,46	8,25	12,50*
	6	11,71	9,03*	7,83	8,65	7,25	8,45	12,15
	8	12,30*	9,34	8,37	8,35	6,99*	8,55	12,90*
	10	12,11*	8,70*	8,56	8,15	7,65	8,00	12,15
	12	12,03	8,93*	9,54	8,65	7,21	8,40	12,40
	14	12,19	9,23	9,62	9,05	7,69	8,10	12,60
	16	12,21	9,09	9,45	8,75	7,66	8,35	12,50
	18	13,56	9,37	9,63*	8,80	8,27	8,80	12,65
	20	12,71	9,06	9,00	8,65	7,21	9,00	12,20
	22	11,93	9,10*	8,55	9,90	7,83	8,05	12,10
	24	12,59	9,43	8,26	8,50*	7,33	8,40	12,20
1,0	2	12,12	8,93	7,25	8,30*	7,38	8,45	12,15
	4	11,91*	8,79*	7,37	8,30	7,09	8,15	12,00
	6	11,53	9,07	7,68	8,35*	7,39	8,35	13,20
	8	12,78	9,51*	8,59	8,80*	7,62	9,70	12,20*
	10	12,00	8,97*	8,95	8,00	7,39	8,25	12,25
	12	12,20*	9,09	9,95	8,50*	7,29	8,55	12,50
	14	11,85	8,99	8,57*	8,75	7,55	8,45	12,30*
	16	12,70	8,88	9,38	7,90	7,54	8,15	12,25
	18	—	8,80	9,30	8,80	7,36	8,60*	12,30*
	20	12,43	9,17	9,12	8,95	7,72	8,40	11,95
	22	11,57*	9,02	8,49	9,25	6,91	8,70	11,75
	24	12,61	9,09	8,17	8,20	7,16	8,75	11,90*
2,0	2	12,59	8,85	7,37*	8,60	7,23	8,60	12,45
	4	11,90	8,95	7,91	8,30*	7,06	7,95	12,45
	6	11,53	9,06	8,06	8,60*	7,19*	8,55	12,40
	8	11,80	8,60*	8,38	8,30*	7,02	8,10*	11,90
	10	11,95	6,60*	9,03	7,90	7,37	8,30	12,35
	12	11,82	9,74	9,50*	8,65	7,29	8,40	12,70*
	14	11,74	9,16	8,65*	8,30	7,46	8,35	12,10
	16	12,42	8,82	9,29	8,90	7,36	8,55	13,10*
	18	12,34	9,56	9,20	8,10	7,39	9,00	13,20
	20	12,28*	9,31	9,03	8,80*	7,52	9,20	12,25
	22	11,67	9,10	8,40	9,20	7,00	8,65	12,30
	24	12,42*	9,00	8,12	8,30*	7,09	8,10*	12,10
2,5 - 3,2	2	11,44	8,77	7,91	8,85	7,33	8,15	11,90
	4	11,62	7,17	7,25	8,35	7,05*	8,25	12,00*
	6	11,87	9,04	8,05	8,40*	7,22*	8,50	12,10
	8	11,67	—	8,93	8,25	7,22	8,16	12,10*
	10	11,85*	8,37	9,52	8,10	7,13*	8,75	12,10*
	12	11,93*	9,00	9,47	8,55	7,09*	8,40	12,20*
	14	11,66	8,94	8,89*	8,95	7,62	8,30	12,20*
	16	12,01	9,02*	9,21	7,80	7,47	8,45	12,10*
	18	11,52	9,81	8,92	7,65	7,20*	9,45	12,40
	20	12,28*	9,31	9,03	8,80*	7,52	9,20	12,25
	22	12,44	9,19	8,29	8,35	7,36	8,45	12,00
	24	12,19	9,41	8,02	8,15	7,55	8,40*	12,00

* Wynik oparty na jednym oznaczeniu — Eine Bestimmung.

niku był wyjątkowo niski, wskutek czego głębokość zbiornika w punkcie badań wynosiła w lipcu najwyżej 350 cm, podczas gdy w innych latach niekiedy ponad 500 cm. Stałe niemal utrzymywanie się homotermii było powodowane ciągłym mieszaniem wody aż do dna nawet pod wpływem słabych wiatrów; w czasie zaś silniejszych wiatrów obserwowano czasami dosyć silne zmętnienie wody wywołane porywaniem cząstek osadów dennych.

ZAWARTOŚĆ TLENU I NASYCENIA WODY TLENEM

Zawartość tlenu i dwutlenku węgla w wodzie zależy od wielu czynników, a przede wszystkim od nasilenia procesów fotosyntezy planktonu i roślinności bentosowej, od zużycia lub wydzielania tych gazów w procesach przemiany materii drobnoustrojów i innych organizmów, od stopnia wymiany z atmosferą itd. Na zawartość tych gazów w wodzie wyraźnie wpływa też temperatura.

Zawartość tlenu zgodnie z wahaniami temperatury zmniejsza się od wiosny do lata, a następnie do jesieni powiększa się (tab. III).

Im wyższa była temperatura wody tym mniejsza była zawartość tlenu i mniejsze różnice w wahaniach w ciągu doby. Równocześnie dosyć wyraźnie widać, że w miarę zwiększania się długości dnia — od kwietnia do końca czerwca — zwiększa się amplituda dobowa zawartości tlenu w wodzie, a następnie w sierpniu gwałtownie się obniża, by znów do jesieni wzrastać, w mniejszym jednak stopniu niż na wiosnę.

W tabeli III widać, że zawartość tlenu w ciągu doby wykazuje w wodzie powierzchniowej, za wyjątkiem czerwca, niewielkie skoki. Maksimum i minimum zawartości tlenu przypada w poszczególnych miesiącach w następujących godzinach (pierwsza liczba — godzina, gdy zawartość tlenu osiąga maksimum; druga liczba — godzina minimum): kwiecień i maj — 18 i 6, czerwiec — 18 i 4, lipiec — 22 i 10, sierpień — 18 i 8, wrzesień — 20 i 22, grudzień — 8 i 22, przy czym wahania w dwóch ostatnich miesiącach są bardzo małe. W grudniu maksimum i minimum zawartości tlenu są więc rozmieszczone w czasie odwrotnie niż w pozostałych miesiącach, mianowicie maksimum rano, a minimum w nocy. W obecnej chwili trudno jest wyjaśnić przyczynę tego zjawiska.

Na głębokości 100 i 200 cm zawartość tlenu w wodzie zmieniała się w ciągu doby podobnie jak na powierzchni, chociaż zaobserwowano większe skoki i mniejszą regularność tych zmian.

Ogólnie można stwierdzić, że w ciągu 1954 r. nie stwierdzono tak dużych wahań zawartości tlenu na różnych głębokościach jak w r. 1953 (P a l u c h, 1956). Przyczyną tego może być m. in. mniejsza głębokość wody w 1954 r.

Tabela IV

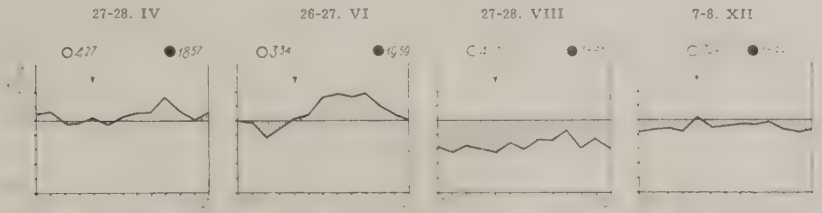
Nasycenie wody tlenem (w %) w 1954 r. – Sauerstoffsättigungsgrad des Wassers (%)

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki · Datum der Probeentnahme						
		27/28. IV.	25 26. V.	26/27. VI.	28. 29. VII.	27 28. VIII.	25 26. IX.	7/8. XII.
0,3	2	106,4	90,7	98,3	94,6	79,4	82,3	94,2
	4	99,5	92,6	87,8	95,2	82,5	81,1	95,8
	6	98,4	92,1*	94,7	99,3	80,6	83,4	92,7
	8	100,9	96,4	101,3	95,3	78,0*	84,4	102,1
	10	98,2	90,6*	103,7	97,8	85,8	79,0	95,5
	12	102,2	93,9*	116,0	98,8	80,4	83,1	97,4
	14	105,0	97,1	118,0	105,1	87,2	80,2	98,6
	16	106,5	96,6	116,1	102,2	86,1	82,8	97,7
	18	116,9	99,6	118,1	102,6	92,7	86,9	99,2
	20	108,0	98,1	110,2	100,2	80,2	89,0	94,4
	22	100,2	95,7*	104,9	114,8	87,1	79,2	92,8
	24	105,8	98,2	100,0	98,1*	81,6	81,6	93,4
1,0	2	102,0	93,1	87,6	95,5	82,1	83,4	92,0
	4	100,1	91,5*	89,2	95,6*	78,9	80,3	91,6
	6	96,9	94,5	92,9	96,2	82,2	82,3	100,5
	8	104,8	97,0*	104,1	100,3*	85,2	95,8	96,4*
	10	98,4	92,6*	108,2	91,3	82,5	81,4	96,2
	12	103,7*	94,7	120,8	97,6*	81,3	84,7	98,2
	14	100,8	93,6	105,1*	101,6	84,8	83,8	96,4*
	16	109,3	93,4	115,1	91,8	86,6	80,8	95,6
	18	—	92,5	114,2	102,6	82,5	85,2*	96,1
	20	105,7	97,4	111,9	103,8	86,2	83,0	92,4
	22	97,1*	94,8	103,4	107,1	76,8	85,8	89,9
	24	106,0	95,6	98,7	94,0*	79,7	80,3	91,1*
2,0	2	105,6	92,2	89,2*	98,6	80,4	84,9	94,2
	4	100,0	93,2	95,8	95,7*	78,5	78,5	94,4
	6	96,9	93,4	97,7	98,9*	80,0*	84,4	94,6
	8	97,4	85,9*	101,5	94,8*	78,4	80,0*	94,2
	10	98,1	66,7*	109,2	90,2	82,2	81,9	97,1
	12	99,4	99,2	115,7*	99,2	81,3	83,3	98,2
	14	99,7	95,6	106,1*	96,0	83,7	82,8	94,8
	16	105,7	92,8	114,2	103,2	82,6	84,8	102,3*
	18	103,0*	100,5	112,9	94,0	82,9	89,2	103,4
	20	104,2	97,0	110,8	101,0*	83,6	90,8	94,8
	22	97,9*	95,1	101,9	107,0	77,8	85,0	94,1
	24	104,3*	93,7	98,3	95,2*	78,8	79,9	91,6
2,5-3,2	2	96,1	89,4	95,8	101,6	81,6	80,3	90,1
	4	97,7	72,4	87,8	96,1	78,5*	81,3	91,2*
	6	99,6	92,2	97,4	96,5*	80,2*	83,8	91,6
	8	95,7	—	108,1	94,2	80,5	80,2	95,6*
	10	97,4*	83,6	115,1	92,4	79,6*	86,4	95,2*
	12	97,9*	90,8	114,8	98,0	79,2*	83,1	95,8*
	14	97,9*	91,2	108,3*	103,2	85,4	82,3	95,5*
	16	100,9	94,0	113,0	89,8	83,8	83,8	94,8*
	18	94,6	102,2	108,9	88,2	80,7*	93,2	97,1
	20	104,1*	94,2	115,8	92,9	84,3	84,4	94,2
	22	104,4	95,2	100,2	96,9	81,8	83,2	91,3
	24	102,3	98,0	97,1	93,4	84,0	83,0	90,9

* Wynik oparty na jednym oznaczeniu — Eine Bestimmung.

NASYCENIE WODY TLENEM

Nasycenie wody tlenem w procentach przedstawiono w tabeli IV i na rysunku 1. Obliczono je z zawartości tlenu w wodzie i temperatury wody, uwzględniając ciśnienie atmosferyczne w dniu badań. Z otrzymanych wyników widać, że od wiosny do początku lata nasycenie wody tlenem ogólnie wzrasta, a następnie do jesieni i zimy maleje. W warstwach wody powierzchniowej nasycenie wody tlenem wzrasta w kwietniu od godz. 12 do 18, osiągając 116,0% nasycenia, a następnie w ciągu nocy opada, utrzymując się do rana w pobliżu pełnego nasycenia (100%). Na głębokości 100 i 200 cm stosunki te były takie same, a nasycenie nieco niższe. Bliżej dna na głębokości 250 cm obserwowano już prawie w ciągu całej doby niewielki deficyt tlenowy, wynoszący od północy do godz. 18 – 5,4-2,1%, tj. 94,6-97,9% nasycenia.



Rys. 1. Nasycenie wody tlenem w procentach w 1954 r. (głębokość 30 cm) — początek pobierania próbek, O wschód słońca, ● zachód słońca

Zeichn. 1. Sauerstoffsättigungsgrad des Wassers in % (Tiefe 30 cm) — Anfang der Probeentnahme, O Sonnenaufgang, ● Sonnenuntergang

W maju w ciągu całej doby na wszystkich głębokościach stwierdzono stały deficyt tlenowy, którego przyczyny szczególnie w warstwach powierzchniowych trudno w tej chwili wyjaśnić.

W czerwcu na powierzchni o godz. 8 było już pełne nasycenie wody tlenem (101,3%) wzrastające do godziny 18 aż do 118,1% . Od godziny 18 przesycenie obniżało się przechodząc nad ranem o godz. 4 w deficyt wynoszący 12,2% . Zupełnie podobne stosunki obserwowano na głębokości 100, 200 i 250 cm z pewnymi jednak wahaniami nieobserwowanymi na powierzchni, a coraz bardziej zaznaczającymi się w pobliżu dna. Pod koniec lipca stosunki tlenowe w wodzie znów zmieniają się; wprawdzie na powierzchni od godz. 14 do 22 istniało przesycenie wody tlenem, lecz było ono niewielkie, osiągając maksymalnie 114,8% . W pozostałych godzinach, tj. od godz. 24 do 12, istniał niewielki deficyt tlenowy, zbliżony do pełnego nasycenia (od 94,6 do 99,3%). W tym samym dniu na innych głębokościach obserwowano przez większość doby deficyt tlenowy, który

na głębokości 320 cm wahał się od 11,8 do 5,9%, i jedynie tylko o godzinie 14 i 4 przechodził w pełne nasycenie 103,2 i 101,6%.

W następnych miesiącach, tj. w sierpniu, wrześniu i grudniu, w całej warstwie wody istniał względnie duży niedobór tlenowy. Najsilniejszy był w sierpniu, słabszy we wrześniu, a najmniejszy w grudniu.

Porównując nasycenie wody tlenem w 1953 r. (P a l u c h 1956) i obecnie w 1954 r. można stwierdzić całkowitą zgodność stosunków tlenowych w wodzie tego typu powierzchniowego zbiornika wodnego. W 1954 r. wprawdzie nie stwierdzono w warstwach przydennych tak dużo deficytów tlenowych jak w 1953 r., można to jednak tłumaczyć — jak zaznaczono — mniejszą głębokością wody w 1954 r., a więc lepszą jej aeracją oraz prawdopodobnie wielu jeszcze innymi przyczynami, m. in. klimatycznymi i biocenotycznymi. Poza tym w obu okresach daje się obserwować ścisłą zależność między dobowym okresem przesycenia wody tlenem a długością dnia, co dobrze wynika z rysunku 1, na którym zaznaczono wschody i zachody górnej części tarczy słońca * obliczone dla Bytomia (5 km odległości od zbiornika).

ZAWARTOŚĆ W WODZIE WOLNEGO DWUTLENKU WĘGLA I KWAŚNYCH WĘGLANÓW

Ilość wolnego dwutlenku węgla w wodzie przedstawiono w tabeli V. Porównując te wyniki z zawartością tlenu można stwierdzić dużą zgodność między zawartością w wodzie obu gazów (rys. 2). Podobnie jak stwierdzono przy rozpatrywaniu zawartości tlenu, widać że dobowe różnice między maksimum i minimum zawartości CO_2 od wiosny do lata wzrastają, a od lata do jesieni maleją. Nie uwidocznił się tutaj jednak skok, jaki zaobserwowano w zawartości tlenu w sierpniu. Zgodność ta szczególnie wyraźna jest na wszystkich głębokościach w czerwcu. Od wiosny do lata maksimum CO_2 przypadało nad ranem, minimum zaś na godz. popołudniowe. Od sierpnia do grudnia zawartość CO_2 w ciągu doby była na ogół wyrównana, z lekko zaznaczonym minimum w godzinach południowych, a maksimum w godzinach nocnych.

Zawartość CO_2 na różnych głębokościach w tych samych godzinach potwierdza, że istnieje i pod tym względem duża zgodność z zawartością tlenu, tak w ciągu całego okresu badań jak i w poszczególnych godzinach każdej doby. W miarę zwiększania się zawartości tlenu w wodzie zmniejsza się ilość CO_2 i odwrotnie — zwiększeniu ilości CO_2 w wodzie towarzyszy zmniejszenie zawartości tlenu.

* Wschód i zachód górnej tarczy słońca dla Bytomia obliczono z tablic słonecznych F. Kępińskiego i W. Szpunara zamieszczonych w roczniku astronomicznym na 1946 i 1947 r., uwzględniając poprawki dla innych lat.

Tabela V

Zawartość dwutlenku węgla w mg l CO_2 w 1954 r. — Kohlendioxydgehalt mg L CO_2

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme						
		27/28. IV.	25/26. V.	26/27. VI.	28/29. VII.	27/28. VIII.	25/26. IX.	7/8. XII.
0,3	2	2,75	2,75	3,00	3,75	4,00	4,30	4,00
	4	3,75	2,25	3,87	4,25	4,12	4,50	3,75
	6	3,87	2,62	3,87	3,75	4,25	4,37	3,75
	8	3,37	2,75	2,37	2,87	4,50	4,50	3,75
	10	2,75	2,62	1,62	3,75	3,87	4,60	3,75
	12	3,37	2,12	1,50	3,50	4,25	4,50	3,50
	14	3,25	2,62	1,62	3,00	4,50	4,55	3,50
	16	4,12	2,62	0,87	3,37	4,37	4,30	3,80
	18	2,50	2,12	1,62	3,00	4,00	3,90	3,50
	20	3,37	2,25	2,25	2,00	3,75	4,65	3,50
	22	2,75	3,12	1,87	3,12	3,87	4,25	4,10
	24	2,25	1,87	2,87	2,87	4,20	5,00	4,25
1,0	2	3,00	2,75	2,75	3,62	4,12	4,37	4,25
	4	3,75	2,37	3,50	3,50	4,12	4,12	4,25
	6	3,87	2,37	3,62	3,50	3,75	4,00	3,75
	8	3,50	3,00	2,12	2,75	4,50	4,55	4,25
	10	2,62	3,00	2,37	3,50	4,25	4,50	3,50
	12	3,62	2,37	1,62	3,00	4,12	4,25	3,80
	14	3,25	2,50	1,87	2,50	4,25	4,37	3,90
	16	2,62	2,75	1,25	2,62	4,87	4,25	4,00
	18	2,75	2,37	2,00	2,87	4,12	4,20	3,50
	20	2,87	2,25	2,25	1,75	4,37	4,65	3,75
	22	—	2,87	2,00	2,62	3,75	4,12	3,50
	24	2,62	2,37	3,00	3,00	4,00	5,12	4,00
2,0	2	2,37	3,12	3,37	3,37	4,50	4,12	4,25
	4	3,50	2,75	3,12	3,00	4,12	4,25	4,25
	6	4,37	2,37	3,25	3,50	3,75	4,12	4,00
	8	2,50	3,00	1,87	3,25	4,37	4,12	4,50
	10	2,62	3,00	1,75	3,25	4,15	4,20	3,75
	12	3,12	2,75	2,00	2,62	4,25	4,37	3,50
	14	2,75	2,25	2,00	3,62	4,37	4,25	4,10
	16	3,50	2,37	1,12	2,50	5,12	4,40	4,50
	18	3,50	2,37	1,50	2,62	3,75	4,12	3,75
	20	2,50	2,75	2,37	2,00	3,75	4,60	4,25
	22	2,62	3,00	1,75	2,37	4,62	4,12	4,25
	24	2,75	2,62	3,37	3,87	3,50	4,87	4,00
2,5 - 3,2	2	2,87	2,75	2,87	3,75	5,00	4,00	4,25
	4	3,37	3,50	3,37	4,00	4,00	4,25	4,00
	6	4,25	2,25	3,25	3,50	3,50	4,12	4,25
	8	2,50	4,12	2,00	3,00	4,00	4,12	4,50
	10	2,75	4,37	2,12	3,62	4,50	4,20	3,50
	12	3,37	3,25	1,50	3,25	3,87	4,20	3,75
	14	3,00	3,00	1,75	3,50	2,87	4,12	4,25
	16	3,50	2,87	1,25	3,87	4,37	4,35	4,25
	18	4,25	3,25	1,87	4,00	3,37	4,00	3,50
	20	2,50	2,87	2,37	2,75	3,50	4,37	4,25
	22	2,87	2,87	2,25	3,37	4,62	4,12	4,00
	24	2,50	2,87	2,75	3,61	4,00	4,87	3,75

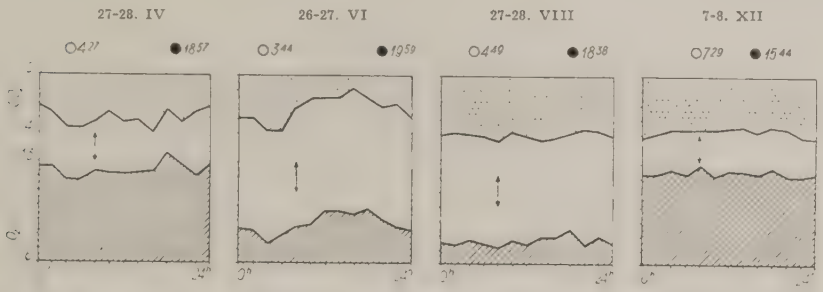
Tabela VI

Zawartość kwaśnych węglanów w mg/l HCO'_3 w 1954 r.

Bikarbonatgehalt mg/L HCO'_3

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme						
		27/28. IV.	25/26. V.	26/27. VI.	28/29. VII.	27/28. VIII.	25/26. IX.	7/8. XII.
0,3	2	nie oznaczono nicht bestimmt	nie oznaczono nicht bestimmt	110,0	101,0	109,8	126,6	128,1
	4			107,0	104,0	109,8	125,0	131,1
	6			110,0	104,0	109,8	125,0	131,1
	8			110,0	104,0	109,8	128,0	131,1
	10			110,0	97,5	109,8	126,6	134,2
	12			107,0	104,0	109,8	126,6	134,2
	14			110,0	104,0	109,8	125,0	128,1
	16			110,0	104,0	109,8	123,5	128,1
	18			—	97,5	109,8	125,0	128,1
	20			113,0	104,0	109,8	125,0	128,1
	22			116,0	104,0	109,8	122,0	131,1
	24			110,0	104,0	109,8	123,5	131,1
1,0	2	„	„	110,0	101,0	109,8	125,0	128,1
	4			107,0	104,0	109,8	125,0	131,1
	6			110,0	104,0	109,8	126,6	134,2
	8			110,0	104,0	109,8	125,0	137,2
	10			107,0	104,0	109,8	128,1	134,2
	12			107,0	104,0	109,8	125,0	134,2
	14			110,0	104,0	109,8	126,6	128,1
	16			107,0	104,0	109,8	125,0	131,1
	18			—	97,5	109,8	125,0	128,1
	20			110,0	104,0	109,8	129,6	125,0
	22			116,0	104,0	109,8	122,0	131,1
	24			110,0	104,0	109,8	126,6	131,1
2,0	2	„	„	110,0	101,0	109,8	125,0	128,1
	4			107,0	101,0	109,8	123,5	128,1
	6			110,0	101,0	109,8	126,6	128,1
	8			110,0	101,0	109,8	125,0	134,2
	10			110,0	101,0	109,8	125,0	134,2
	12			110,0	101,0	109,8	123,5	131,1
	14			110,0	104,0	109,8	128,1	131,1
	16			113,0	104,0	109,8	123,5	128,1
	18			—	101,0	109,8	125,0	131,1
	20			110,0	109,8	109,8	126,6	134,2
	22			110,0	106,6	109,8	128,1	134,2
	24			110,0	104,0	109,8	123,5	128,1
2,5 - 3,2	2	„	„	113,0	104,0	109,8	125,0	128,1
	4			110,0	104,0	109,8	126,6	131,1
	6			110,0	101,0	109,8	125,0	128,1
	8			113,0	104,0	109,8	125,0	134,2
	10			107,0	101,0	109,8	125,0	134,2
	12			110,0	104,0	109,8	122,0	131,1
	14			104,0	104,0	109,8	125,0	134,2
	16			110,0	104,0	109,8	123,5	131,1
	18			—	101,0	109,8	126,6	131,1
	20			110,0	115,9	109,8	125,0	131,1
	22			107,0	106,6	109,8	126,6	131,1
	24			110,0	109,8	109,8	125,0	125,0

Tej korelacji zawartości obu gazów w wodzie nie można wytłumaczyć jedynie procesami asymilacyjnymi i dysymilacyjnymi roślin zielonych. Należy ją też powiązać z działalnością drobnoustrojów. Wzrost procesów rozkładowych, zachodzących pod wpływem drobnoustrojów, powoduje zwiększenie zużycia tlenu, a równocześnie wydzielanie do środowiska większych ilości dwutlenku węgla.



Rys. 2. Zawartość w wodzie tlenu i wolnego dwutlenku węgla w mg l wody w 1954 r. (głębokość 30 cm) ‹ › początek pobierania próbek, O wschód słońca, ● zachód słońca

Zeichn. 2. Sauerstoffgehalt und Kohlendioxydgehalt in mg l (Tiefe 30 cm) ‹ › Anfang der Probeentnahme, O Sonnenaufgang, ● Sonnenuntergang

Ilość jonów HCO'_3 zaczęto określać w wodzie od dnia 26 27 czerwca i badano ją aż do grudnia, równolegle z innymi oznaczeniami (tab. VI).

Małe na ogół wahania w ciągu doby zawartości kwaśnych węglanów nie pozwalają na wyciąganie szczegółowych wniosków. Ogólnie można stwierdzić, że od wiosny do lata, w miarę podwyższania się temperatury wody, ilość jonów HCO'_3 maleje, a od lata do jesieni, w miarę obniżania się temperatury wody, zawartość ich wzrasta. Nie stwierdzono wyraźnych różnic w zawartości HCO'_3 w poszczególnych godzinach doby, podobnie jak nie udało się wykazać specjalnych różnic w pionowym ukształtowaniu zawartości kwaśnych węglanów na różnych głębokościach w tych samych godzinach.

BIOCHEMICZNE ZAPOTRZEBOWANIE TLENU

Oznaczanie biochemicznego pięciodniowego zapotrzebowania tlenu wykonywano nie co dwie godziny, lecz co 4 godziny w ciągu doby. Uzyskane wyniki przedstawiono w tabeli VII.

Na poszczególnych głębokościach nie wykazano w ciągu doby wartości bardziej charakterystycznych i porównywalnych z innymi parametrami. Najwyższe BZT_5 stwierdzono w kwietniu i grudniu, najniższe od maja do

września. W niektórych miesiącach, np. w kwietniu, maju, czerwcu i grudniu, obserwowano wyższe BZT_5 w dzień niż w nocy. Jednak małe różnice między maksymalnym i minimalnym BZT_5 w ciągu doby wynoszące od około 1 do 2 mg/l O_2 nie pozwalają na wyciągnięcie dokładniejszych wniosków i na porównanie tych wielkości z innymi badanymi pa-

Tabela VII

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5) w mg/l O_2 w 1954 r.
Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) mg/L O_2

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme						
		27/28. IV.	25/26. V.	26/27. VI.	28/29. VII.	27/28. VIII.	25/26. IX.	7/8. XII.
0,3	4	3,98	0,59	1,60	1,75	3,36	0,75	3,20*
	8	3,40	1,14	3,02	2,64	1,49	1,55	3,70*
	12	3,53	0,73	3,29	2,55	2,11	1,10	3,30*
	16	3,91	1,39	2,99	1,16	1,66	0,55	3,50
	20	4,31	0,66	3,05	1,95	1,81	0,60	2,90
	24	4,06	1,23	3,62	1,40	1,93	1,20	3,10
1,0	4	4,27	0,39	2,42	2,59	1,69	1,75	2,90
	8	4,38	1,71	3,04	2,50	2,32	2,88	3,30*
	12	5,50	1,69	3,68	2,50	1,69	1,45	3,40
	16	5,10	0,78	3,73	1,50	1,54	0,85	3,35
	20	4,03	1,57	3,27	2,85	2,32	1,40	2,35
	24	4,08	1,69	3,02	2,39	1,66	0,95	2,60
2,0	4	3,96	—	2,56	1,11	1,16	1,35	3,05
	8	3,28	0	2,53	2,40	1,52	1,30*	2,70*
	12	3,52	2,04	3,14	2,65	1,69	1,30	2,80*
	16	4,12	0,92	3,54	1,80	1,56	1,15	4,30*
	20	3,68	—	3,18	2,10	1,62	1,90	3,25
	24	3,99	0,80	2,67	2,10	1,89	0,80*	3,10
2,5 - 3,2	4	3,19	0,17	1,90	3,92	1,55	1,25	2,70
	8	4,17	—	3,28	1,85	1,62	1,86	3,70*
	12	5,13	1,10	3,41	2,45	1,39*	1,10	2,40*
	16	3,61	0,72	3,15	1,50	1,87	0,85	3,50*
	20	4,20	0,94	4,53	1,95	2,46	1,35	3,05
	24	3,27	0,61	3,07	2,74	2,15	1,80*	2,70

* Wynik oparty na jednym oznaczeniu — Eine Bestimmung.

rametrami. Wydaje się celowe dokładniejsze zbadanie w cyklu dobowym biochemicznego zapotrzebowania tlenu i porównywanie go między innymi z natężeniem procesów wzbogacających wodę w tlen. Wielu autorów bowiem, a specjalnie Winberg (1955) podkreśla, że przy obliczaniu szybkości reaeracji wody należy uwzględniać możliwość podwyższenia się *BZT* w wyniku fotosyntezy planktonu roślinnego. Otrzymane wyniki potwierdzają ten wniosek.

STĘŻENIE JONÓW WODOROWYCH W WODZIE

Stężenie jonów wodorowych przedstawiono na tabeli VIII. Nie wykazano specjalnych wahań *pH* w poszczególnych dniach badań, ani też na poszczególnych głębokościach w ciągu jednej doby. W ciągu całego okresu badań od kwietnia do grudnia *pH* wody wykazywało odczyn alkaliczny.

Tabela VIII

pH wody w 1954 r.

pH des Wassers

Głębokość w m Tiefe	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme						
	27/28. IV.	25/26. V.	26/27. VI.	28/29. VII.	27/28. VIII.	25 26. IX.	7 8. XII.
0,3	7,40 - 7,50	7,75 - 7,95	7,75 - 8,00	7,70 - 8,00	7,60 - 7,80	7,65 - 7,80	7,90
1,0	7,40 - 7,50	7,75 - 7,90	7,80 - 8,00	7,70 - 8,00	7,60 - 7,80	7,65 - 7,80	7,80 - 7,95
2,0	7,40 - 7,60	7,75 - 7,90	7,85 - 8,00	7,70 - 8,00	7,70 - 7,80	7,65 - 8,00	7,75 - 7,95
2,5 - 3,2	7,40 - 7,90	7,60 - 8,00	7,80 - 8,00	7,70 - 8,00	7,70 - 7,80	7,65 - 8,00	7,80 - 7,90

mieściło się mianowicie między 7,4 a 8,0. W ciągu doby zaś wahania były nikłe — między 0,1 a 0,2 *pH* — a więc mieściły się w granicach błędu pomiarowego wynikającego z zastosowanej metody oznaczenia.

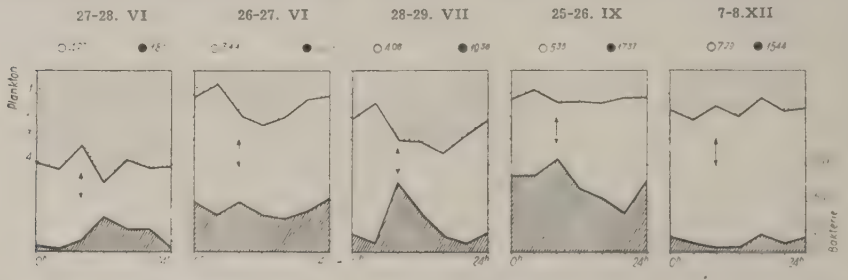
ILOŚĆ PLANKTONU

Jak już zaznaczono, ilość planktonu określano co 4 godziny, w kwietniu i maju w komorze Sedgwick-Raftera, a w czerwcu, lipcu, sierpniu, wrześniu i grudniu w komorze Kolkwitza.

Ze względu na różnice w metodyce obliczania i oznaczania planktonu w obu typach komór wyniki z kwietnia i maja trudno w zasadzie porównać z wynikami z pozostałych miesięcy. Jednakże wszystkie te wyniki zestawiono w tabeli IX oraz częściowo na rysunku 3 i 4. Obejmują one tylko nannoplankton zwierzęcy i roślinny oraz organizmy dominujące.

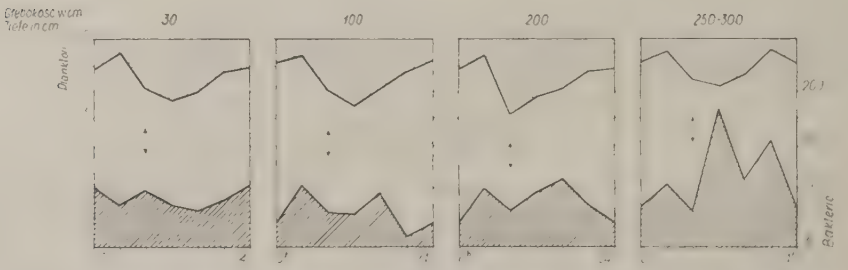
Charakteryzując ogólnie nannoplankton w okresie od kwietnia do grudnia można stwierdzić, że dominującą rolę odgrywa w nim fitoplankton. Zooplankton znajdowano w bardzo małych ilościach. W fitoplanktonie w ciągu całego okresu badań stwierdzono występowanie sinic (*Cyanophyceae*), złotowiciowców (*Chrysophyceae*), wiciowców (*Flagellata*), bruzdnic (*Perideneae*), okrzemek (*Diatomeae*), zielenic (*Chlorophyceae*) i sprzężnic (*Desmidiaceae*). W całym tym okresie, niezależnie od wahań ilościowych, dominują głównie zielenice i w mniejszym stopniu sinice, a w okresie jesiennym (grudzień), wiciowce. Wśród zielenic podstawowym skład-

nikiem są gatunki z rzędu *Chlorococcales*; drugie miejsce zajmują sinice reprezentowane przez komórki powstałe z rozpadających się kolonii. Również dosyć licznie występowały okrzemki, złotowiciowce natomiast w nie-



Rys. 3. Ilość planktonu roślinnego oraz ilość bakterii w 1954 r. (w litrze wody w tysiącach). Głębokość 30 cm ‹ › początek pobierania próbek, O wschód słońca, ● zachód słońca

Zeichn. 3. Planktonmenge und Keimzahl im 1954 J. (Tausende Liter des Wassers). Tiefe 30 cm. ‹ › Anfang der Probeentnahme, O Sonnenaufgang, ● Sonnenuntergang



Rys. 4. Ilość planktonu roślinnego oraz ilość bakterii w 1954 r. (w litrze wody w tysiącach). Data pobrania próbek: 26/27. VI. ←› początek pobierania próbek, wschód słońca 3^{44}, zachód słońca 19^{59}

Zeichn. 4. Planktonmenge und Keimzahl im 1954 J. (Tausende Liter des Wassers). Zeit der Probeentnahme: 26 27. VI. ‹ › Anfang der Probeentnahme, Sonnenaufgang 3^{44}, Sonnenuntergang 19^{59}

wielkich ilościach. Wśród zooplanktonu stwierdzono pojedyncze występowanie wymoczków (*Ciliata*), wrotków (*Rotatoria*), widłonogów (*Copepoda*) i wioślarek (*Cladocera*).

W tabeli IX dla uproszczenia nie uwzględniono innych określonych organizmów, ziarn piasku i kłaczków mułu. Szczegółowe omówienie wyników dobowych zmian ilości oraz poszczególnych składników planktonu będzie tematem oddzielnej publikacji.

Rozpatrując ilość planktonu w poszczególnych dniach badań dostrzega się, że w czerwcu ilość jego silnie wzrasta na wszystkich głębokościach wody od godziny 8 do 12, natomiast od godziny 16 zaczyna się gwałtownie zmniejszać. Obserwując zmiany organizmów dominujących w tej dobie stwierdzamy całkowitą zgodność wyników. Zmienność ilości *Chlorococcales* przebiega w identyczny prawie sposób. W lipcu i sierpniu nie zaobserwowano tak wyraźnych różnic w ilości fitoplanktonu w ciągu doby. W sierpniu minimum i maksimum występuje regularnie na wszystkich głębokościach z tym, że (poza głębokością 30 cm i 100 cm) minimum przesunęło się na godziny wcześniejsze, maksimum zaś na późniejsze. We wrześniu dobowe zmiany planktonu wykazują także rytmiczność opisaną powyżej. Na wszystkich głębokościach minimum było o godz. 4, maksimum zaś o godz. 16.

Grudniowe obliczenie wykazało nieco odmienny stan. Mianowicie mimo niższej temperatury wody i krótszego dnia stwierdzono podwyższenie ilości planktonu roślinnego w stosunku do września, zmiany dobowe także nie były tak regularne. Do głębokości 100 cm stwierdzono dosyć duże wahania ilościowe w ciągu doby. Dopiero na głębokości 200 i 250 cm ilości te były zgodne z wykazanymi w poprzednich miesiącach, tj. maksimum dobowe o godz. 16, a minimum o godz. 24. Należy zaznaczyć, że w grudniu jako organizmy dominujące wśród planktonu obok *Chlorococcales* pojawiły się jeszcze wiciowce (*Flagellata*).

Jak widać z tabeli IX ilość występującego zooplanktonu przez cały okres od czerwca do grudnia była niewielka, wahała się w granicach kilku organizmów w 1 ml wody. Ilości tryptonu również mieściły się w wąskich granicach, zależnie od miesiąca, od kilku do około 300 w 1 ml wody, osiągając na powierzchni maksimum we wrześniu, a minimum w sierpniu.

ILOŚĆ BAKTERII

Wykazana w tabeli X ilość bakterii wyrastających na *MPA* i *MPŻ* stanowi tylko niewielką część mikroflory bakteryjnej zbiornika. Jednak nawet te zmiany ilości bakterii w ciągu doby, jakie oznaczono użytą tu zwykłą metodą, są charakterystyczne (tab. X, rys. 3 i 4). Ilość bakterii w wodzie płytkiego zbiornika wzrasta od wiosny do lata, a od jesieni obniża się. W ciągu całego okresu badań znajdowano ilości bakterii podobne do tych, jakie stwierdzono w tym zbiorniku i na tym stanowisku w poprzednich latach (P a l u c h i współpr. 1956, 1956a). Ilość bakterii w wodzie zbiornika jest o około 90-98% mniejsza niż ilość bakterii niesionych przez dopływ tego zbiornika, rzekę Brynicę. Należy również zaznaczyć, że na żelatynie otrzymywano na ogół mniejsze ilości bakterii niż

Godz. Stunde	Głębokość w m Tiefe	Ilość organizmów i tryptonu w tys/litr Plankton - und Tryptonmenge Tausende/Liter			Organizmy dominujące Vorherschende Organismen	
		Zooplankton	Fitoplankton	Trypton różny	*Chroococcales*	*Flagellata*
		27 - 28 kwiecień — 27 - 28 April				
8	0,3	3	65995	5800	56200	—
12		7	99551	4200	81800	—
16		—	79386	3600	64000	—
20		6	86135	3600	73600	—
24		1	83371	4200	69800	—
4		3	86624	3200	75800	—
8	1,0	1	66361	9800	59400	—
12		5	90066	4200	70800	—
16		3	88842	2200	68600	—
20		4	98257	3400	79800	—
24		—	86615	3000	71200	—
4		3	82806	4400	66800	—
8	2,0	—	83584	7200	70400	—
12		3	63338	7400	51800	—
16		—	73664	5400	61400	—
20		—	83672	4600	64400	—
24		1	74704	6600	61600	—
4		1	79566	4400	63600	—
8	2,5 - 3,2	2	72486	6400	60200	—
12		1	79414	10600	66400	—
16		—	62192	6800	53000	—
20		1	76842	5400	63200	—
24		2	70947	6600	59000	—
4		2	88783	6200	74000	—
		26 - 27 czerwiec — 26 - 27 Juni				
8	0,3	5	1888	14	1005	—
12		2	2396	11	1429	—
16		1	2094	10	1256	—
20		5	1332	21	785	—
24		2	922	40	565	—
4		2	670	36	345	—
8	1,0	—	1912	18	895	—
12		1	2515	29	1507	—
16		3	1912	13	1181	—
20		5	1332	31	785	—
24		2	922	40	565	—
4		2	670	36	345	—
8	2,0	1	2923	23	1199	—
12		1	2215	34	1319	—
16		1	1915	24	1112	—
20		2	450	34	361	—
24		2	901	61	471	—
4		4	482	46	292	—
8	2,5	2	1522	38	659	—
12		2	1827	43	1130	—
16		2	1430	44	816	—
20		2	450	34	361	—
24		2	901	61	471	—
4		4	482	46	292	—

Ilość organizmów i tryptonu w tys/litr Plankton - und Tryptonmenge Tausende Liter			Organizmy dominujące Vorherschende Organismen		Sposób oznaczania
Zooplankton	Fitoplankton	Trypton różny	*Chroococcales*	*Flagellata*	
25 - 26 maj — 25 - 26 Mai					
11	4260	200	3460	—	Liczono w komorze Sedgwick-Raftera Gezählt mit Sedgwick-Rafterkammer
29	4080	200	3100	—	
27	4740	320	3920	—	
30	4410	300	3430	—	
36	5640	260	4420	—	
22	5260	260	3940	—	
36	4540	360	3400	—	
6	4900	320	3460	—	
19	4240	300	2920	—	
25	4460	320	3220	—	
59	5600	500	4580	—	
28	5080	440	4440	—	
49	4720	500	4000	—	
4	6520	500	5420	—	
64	5880	440	4560	—	
36	5060	460	4140	—	
32	5560	360	4540	—	
32	7760	440	6440	—	
29	9460	500	8040	—	
13	8430	500	7230	—	
8	6680	480	5640	—	
37	6740	480	5700	—	
13	5080	340	4240	—	
17	3360	760	2660	—	
28 - 29 lipiec — 28 - 29 Juli					
1	3107	17	2826	—	Liczono w komorze Kolwitza Gezählt mit Kolwitzkammer
1	3165	8	2926	—	
1	3705	7	2331	—	
4	2892	33	2653	—	
1	2190	15	2028	—	
—	1460	15	1331	—	
2	2807	19	2826	—	
3	3382	12	3077	—	
1	2008	14	1852	—	
5	3340	47	3068	—	
2	2461	26	2282	—	
1	1928	18	1752	—	
2	2550	31	1371	—	
2	2955	20	2687	—	
1	2579	26	1339	—	
4	2854	49	2637	—	
3	2147	33	1984	—	
5	2708	48	2496	—	
—	2523	40	2333	—	
3	2868	32	1609	—	
2	2716	41	2522	—	
3	2496	51	2229	—	
3	1769	36	1639	—	
2	2152	56	1988	—	

Tabela

Godz. Stunde	Głębokość w m Tiefe	Ilość organizmów i tryptonu w tys/litr Plankton - und Tryptonmenge Tausende Liter			Organizmy dominujące Vorherschende Organismen	
		Zooplankton	Fitoplankton	Trypton różny	*Chroococcales*	*Flagellata*
		27 - 28 sierpień — 27 - 28 August				
8	0,3	—	2098	4	1146	
12		2	2892	6	1670	
16		1	3025	5	1570	
20		2	1736	7	926	
24		—	1056	7	613	
4		3	1576	6	769	
8	1,0	2	1957	5	1146	
12		5	2448	10	1790	
16		3	1820	7	1187	
20		1	1446	8	833	
24		1	1154	9	628	
4		2	1566	11	722	
8	2,0	1	1553	9	816	
12		1	2033	15	1476	
16		—	—	—	—	
20		1	1306	12	785	
24		2	1484	11	669	
4		—	1217	12	622	
8	2,5-3,2	3	1570	18	691	
12		—	1785	18	1130	
16		2	1871	13	1055	
20		1	1079	18	659	
24		2	1563	18	697	
4		3	1582	21	816	
		7 - 8 grudzień — 7 - 8 December				
8	0,3	1	1603	40	703	804
12		—	2099	33	1025	976
16		—	1228	19	647	508
20		—	1838	19	983	772
24		—	1805	26	926	794
4		—	2243	14	1068	1027
8	1,0	—	1960	45	855	979
12		—	2213	38	1086	996
16		—	1968	19	647	508
20		—	1540	21	842	640
24		—	1507	25	679	747
4		—	2002	18	980	914
8	2,0	—	1828	47	785	929
12		—	1983	42	960	932
16		—	2359	30	1294	951
20		—	1765	29	948	741
24		—	1444	32	722	635
4		—	1778	25	933	750
8	2,5 - 3,2	1	1648	51	675	897
12		—	1287	46	681	551
16		—	2150	41	1099	917
20		—	1795	33	942	775
24		—	1638	33	910	637
4		—	1792	37	942	763

IX c. d.

Ilość organizmów i tryptonu w tys/litr Plankton - und Tryptonmenge Tausende Liter			Organizmy dominujące Vorherschende Organismen		Sposób oznaczania
Zooplankton	Fitoplankton	Trypton różny	*Chroococcales*	*Flagellata*	
25 - 26 wrzesień — 25 - 26 September					
—	1426	167		—	
3	1372	84		—	
1	1420	68		—	
—	1263	228		—	
1	1191	129		—	
	846	205		—	
—	1196	106		—	
1	1145	114		—	
—	1293	198		—	
—	1105	205		—	
1	1128	167		—	
2	909	167		—	
—	1031	152		—	
—	1179	144		—	
1	1471	266		—	
—	1173	236		—	
—	1376	281		—	
—	1166	190		—	
—	1414	190		—	
2	1047	144		—	
—	1548	205		—	
—	1405	190		—	
—	929	221		—	
1	2445	243		—	

Nie obliczono

Liczono w komorze Kolwitza
Gezählt mit Kolwitzkammer

na agarze lub niewiele je przewyższające. Według dotychczasowych poglądów ilość bakterii, jaka wyrasta na żelatynie jest znacznie większa (przeciętnie około dziesięciokrotnie) od ilości rosnącej na agarze. Jednakże badania P a l u c h a i współpr. (1956, 1956a, 1957) prowadzone na tym zbiorniku i na terenie górnej Wisły i jej dorzecza wykazały, że w tych wodach często ilość bakterii wyrastających na żelatynie jest taka sama lub niewiele większa niż ilość bakterii dających kolonie na agarze.

Rozpatrując dobowe wahania ilości bakterii rosnących na agarze widzimy, że w kwietniu w warstwie wody powierzchniowej minimum stwierdzono o godz. 4 rano, maksimum zaś o godz. 12. Na głębokości 100 cm stwierdzono minimum również o godz. 4, a maksimum dobowe o godz. 16. Na pozostałych głębokościach, tj. 200 i 260 cm, ilości te są bardzo zbliżone, z tym że minimum występowało tak samo o godz. 4 rano, maksimum natomiast o godz. 12.

W maju na ogół ilość kolonii była mniejsza niż w kwietniu, mimo że temperatura wody była wyższa. Zmniejszenie ilości bakterii w czasie

Tabela X

Ilość bakterii w 1 ml wody w 1954 r. — Keimzahl in 1 ml des Wassers im J. 1954

Głębokość w m Tiefe	Godz. Stunde	Data pobrania próbki — Datum der Probeentnahme 27/28. IV.	25/26. V.	26/27. VI.	27/28. VII.	27/28. VIII.	25/26. IX.	7 8. XII.
		Agar — Agar						
0,3	4	2	0	34	5	140	83	6
	8	9	1	51	7	3	110	1
	12	34	1	34	34	190	66	2
	16	21	4	30	13	95	53	14
	20	22	4	37	6	20	35	6
	24	4	1	53	14	36	82	11
1,0	4	2	5	53	3	160	84	8
	8	15	4	28	135	29	105	24
	12	18	5	24	65	10	82	16
	16	80	12	44	7	29	64	16
	20	26	3	6	24	46	7	11
	24	8	2	16	22	3	64	9
2,0	4	3	28	48	18	150	81	3
	8	8	8	29	60	7	95	39
	12	70	7	46	50	27	86	59
	16	36	23	60	19	54	63	16
	20	44	4	32	18	50	5	28
	24	12	2	18	24	14	62	10
2,5 - 3,2	4	6	15	56	37	130	98	6
	8	21	4	25	6	16	146	25
	12	92	3	160	68	90	85	22
	16	21	5	56	15	80	59	15
	20	22	17	108	17	7	70	15
	24	9	3	31	120	21	68	21
		Żelatyna — Gelatine						
0,3	4	0	3 - 2*	1 - 0*	60 - 29*	16 - 4	13 - 0	85 - 48
	8	3 - 1	4 - 1	1 - 0	35 - 6	110 - 9	0	10 - 0
	12	11 - 3	8 - 2	1 - 0	65 - 14	27 - 0	1 - 0	6 - 0
	16	7 - 2	2 - 1	7 - 0	55 - 13	500 - 270	2 - 0	160 - 45
	20	7 - 1	2 - 0	0	15 - 6	95 - 5	1 - 0	140 - 32
	24	2 - 0	1 - 0	26 - 4	50 - 19	130 - 42	5 - 0	90 - 32
1,0	4	0	0	2 - 0	35 - 16	18 - 7	3 - 0	70 - 37
	8	5 - 2	6 - 1	7 - 0	110 - 4	85 - 9	2 - 0	36 - 0
	12	7 - 2	11 - 5	6 - 1	33 - 22	60 - 55	2 - 0	18 - 0
	16	16 - 4	4 - 3	7 - 1	70 - 16	350 - 150	1 - 0	95 - 30
	20	7 - 3	6 - 1	0	31 - 7	280 - 24	7 - 1	130 - 33
	24	4 - 1	3 - 0	28 - 9	65 - 17	180 - 16	2 - 0	100 - 41
2,0	4	1 - 0	1 - 0	34 - 0	38 - 17	24 - 9	2 - 0	31 - 4
	8	4 - 1	6 - 1	4 - 0	80 - 7	75 - 1	0	11 - 0
	12	14 - 3	9 - 2	32 - 2	29 - 14	70 - 50	3 - 0	25 - 0
	16	12 - 2	4 - 1	6 - 0	60 - 28	260 - 22	1 - 0	145 - 38
	20	12 - 3	2 - 0	2 - 0	16 - 2	110 - 8	1 - 0	110 - 41
	24	5 - 1	3 - 3	14 - 1	35 - 11	120 - 60	1 - 0	120 - 38
2,5 - 3,2	4	2 - 0	1 - 0	27 - 2	28 - 10	25 - 12	3 - 1	48 - 21
	8	7 - 1	14 - 0	5 - 1	60 - 11	230 - 28	2 - 0	7 - 0
	12	17 - 5	18 - 5	38 - 1	48 - 23	110 - 36	2 - 0	6 - 0
	16	6 - 3	10 - 1	7 - 0	85 - 30	410 - 31	2 - 0	105 - 38
	20	10 - 2	2 - 0	12 - 0	15 - 1	48 - 2	1 - 0	95 - 43
	24	2 - 2	17 - 3	7 - 1	70 - 23	110 - 48	1 - 0	95 - 29

* Pierwsza liczba — ogólna ilość kolonii, druga — kolonie upłynniające żelatynę.
Gesammtkeimzahl — Zahl der Gelatine verflüssigenden Bakterien.

dnia mogło być prawdopodobnie powodowane między innymi, wspomnianym już poprzednio, istniejącym przez całą dobę deficytem tlenowym na wszystkich głębokościach. Bakterie wykazujące wzrost na *MPA* i *MPŻ*, jako typowe tlenowce mogły więc znaleźć gorsze warunki rozwojowe. W tym miesiącu z wody powierzchniowej o godz. 4 nie otrzymano ani jednej kolonii, a maksimum stwierdzono między 16 a 20 godziną. Na głębokości 100 cm ilość bakterii była nieco większa — minimum o godz. 24, a maksimum o godz. 16. Głębiej (200 i 260 cm) dobowy cykl zmienności wypadł inaczej, mianowicie stwierdzono dwa punkty kulminacyjne, normalny o godz. 16, a drugi o godz. 4. Również stwierdzono dwa minima o godz. 12 i 24. Nie ustalono jednak jaka była przyczyna pojawienia się w ciągu doby dwóch cykli o zbliżonych minimach i maksimach.

Ilość bakterii w czerwcu była większa (rys. 3). Minimum dobowe stwierdzono na całej głębokości między godziną 4 (powierzchnia) a 8 rano (200 i 260 cm); maksimum znaleziono na głębokości od 200 cm między godziną 12 a 16, natomiast na głębokości do 100 cm w różnych godzinach, np. na głębokości 30 cm o godz. 8 i 24, a na głębokości 100 cm o godz. 4 rano.

W lipcu zaobserwowano na całej głębokości, z wyjątkiem warstwy przydennej, maksimum ilości bakterii w godzinach popołudniowych, a minimum w godzinach nocnych. Przy dnie (głębokość 320 cm) zaobserwowano o północy znacznie więcej bakterii niż w godzinach południowych. Przyczyną tego mogło być zwiększenie procesów rozkładowych osadów dennych, gdyż temperatura wody na tej głębokości wynosiła wtedy 20,2°, zawartość tlenu 8,15 mg/l O_2, nasycenie wody tlenem 93,4%.

W sierpniu i wrześniu maksimum ilości bakterii wyraźnie przesunęło się z godzin południowych na godziny poranne (około godz. 8), a minimum na godz. popołudniowe (godz. 16-20). Związane to może być m. in. z bakteriobójczym działaniem promieni słonecznych. Ponieważ jednak nie badano nasilenia promieniowania słonecznego, nie można tego twierdzić z całą stanowczością. Poza tym gdy w sierpniu, jak zresztą także i w lipcu, zaobserwowano w ciągu doby dosyć znaczne i kilkakrotne na dobę wahania ilości bakterii, to we wrześniu zjawiska tego nie stwierdzono. Porównując w tym miesiącu, jak też i w innych, godziny wschodu i zachodu słońca widać, że ilość bakterii zaczyna gwałtownie opadać od chwili, gdy słońce znajduje się w zenicie, a znów wzrasta po zachodzie słońca; wzrost ten trwa przez całą noc aż do punktu kulminacyjnego słońca w następnym dniu.

W grudniu ilość bakterii była niewielka. Maksimum wystąpiło w godzinach południowych, minimum koło północy. Zaobserwowano zwiększenie ilości bakterii na większych głębokościach wody. Najmniej było ich na powierzchni, najwięcej na głębokości 200 cm.

Drobne wahania ilości bakterii wyrastających na żelatynie są podobne. Z ilości bakterii upłynniających żelatynę nie można wyciągnąć żadnych wniosków. Bakterie te występowały w ilościach nikłych; w kwietniu i maju stwierdzono ich w 1 ml wody od 0 do 5, w czerwcu od 0 do 9, w lipcu od 1 do 30, w sierpniu od 0 do 270, we wrześniu prawie całkowicie nie występowały, w grudniu zaś od 0 do 48 (tab. X). W poprzednich latach bakterie upłynniające żelatynę występowały znacznie liczniej, szczególnie w okresie letnim.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Wnioski z powyższych badań należy wyciągać bardzo ostrożnie. Przyczynę tego uzasadniono już w I części pracy (P a l u c h 1956); mianowicie w ciągu roku okres bezwietrzny jest krótki. W czasie prawie wszystkich dni pobierania próbek wiał wiatr powodujący powstawanie fali na zbiorniku. W 1954 r. stan wody był wyjątkowo niski. Ze względu na tę niewielką głębokość obserwowano na zbiorniku dosyć częste zjawisko mieszania wody pod wpływem wiatru, a przy silniejszym wietrze mieszanie to sięgało do dna. Tego rodzaju ruchy wody powodują zaburzenia i zmiany w normalnym układzie termicznym, tlenowym, dwutlenku węgla, planktonu roślinnego i zwierzęcego, mikroflory bakteryjnej itd. Poza tym ze względu na płytkość zbiornika zwiększa się wpływ promieniowania słonecznego, gdyż promienie słoneczne zdolne są przejść całą warstwę wody i oświetlać dno, a nawet niekiedy je ogrzewać. Oczywiście wpływa to także na zmianę naturalnego układu mikroflory i mikrofauny zbiornika i procesów ich przemiany materii.

Zagadnienie wpływu temperatury na procesy życiowe organizmów w zbiornikach wodnych znane jest od dawna i należy do ważniejszych zagadnień biologii. W ostatnich latach stwierdzono (S k a d o w s k i 1955), że istnieje pewien zakres wahań temperatury, w którym natężenie procesów oddechowych wielu organizmów wodnych nie ulega zmianom. Organizmy te posiadają w określonym zakresie wahań temperatury możliwość regulacji przemian oddechowych. Wynikałoby z tego, że stwierdzone w tym zbiorniku nikłe dobowe wahania temperatury nie powinny wpływać w sposób wyraźny na procesy przemiany materii.

Zawartość tlenu w wodzie zależy od wielu czynników i może zmieniać się w szerokich granicach. Z zmianami zawartości tlenu w wodzie i nasycenia wody tlenem są ściśle związane możliwości rozwojowe różnych organizmów wyższych. Nadto, niektóre organizmy wykazują różną intensywność zużywania tlenu, zależnie od tego czy żyją w wodzie stojącej czy płynącej. Wszystko to wpływa na przebieg procesów samooczyszczania się wody.

Wraz ze zwiększeniem się ilości organizmów wodnych zwiększa się naturalnie zużycie tlenu, co może doprowadzić do jego znacznych ubytków, powodując naruszenie procesów przemiany materii tych organizmów. Z kolei może to spowodować ich obumieranie. Wynika stąd praktyczny wniosek, znany zresztą już od dawna, że znajomość stosunków tlenowych zbiornika wodnego posiada pierwszorzędne znaczenie dla gospodarki rybnej, a także dla gospodarki wodociągowej. Jednak m. in. Winberg (1955) słusznie podkreśla, że prowadzenie obserwacji dobowych zmian w celu ilościowego zbadania przemian tlenowych jest celowe wtedy, gdy znana jest ogólna ilość tlenu w całym słupie wody; tylko w tym wypadku wyniki te można wykorzystać dla określenia dynamiki przemiany materii.

Rozpatrując uzyskane wyniki dobowych wahań ilości tlenu widać, że na wszystkich głębokościach różnice między maksymalną i minimalną zawartością tlenu układają się w sposób charakterystyczny, zależnie od pory roku; w zimie i na wiosnę są one największe, w lecie zaś najmniejsze. Potwierdza to obserwacje dokonane na tym zbiorniku w 1953 r. (Paluch 1956). W podobny sposób potwierdzono obserwacje nad godzinami występowania najwyższej i najniższej zawartości tlenu. Od kwietnia do lipca obie skrajne wartości przesuwają się na coraz późniejsze godziny — między godz. 18 a 22 (maksimum) i godz. 4 a 10 (minimum) — a od sierpnia do grudnia na coraz wcześniejsze. Zjawisko to występowało prawie na całej głębokości wody, chociaż od głębokości 200 cm, podobnie jak w 1953 r., niezupełnie regularnie. Zestawiając to z długością dnia oraz godzinami wschodu i zachodu słońca dochodzi się do wniosku, zresztą znanego i łatwo zrozumiałego, że ilość światła przenikającego przez wodę ma istotny wpływ na stosunki tlenowe. Stosunków tlenowych nie można jednak wiązać bezpośrednio i wyłącznie z wpływem światła. Uwzględnić należy też oddziaływanie mikroflory bakteryjnej bardzo czułej na bezpośrednie działanie promieni słonecznych, a przyczyniającej się równocześnie do zubożenia wody w tlen. Wpływają na to także zielone organizmy roślinne, które w dzień są producentami tlenu, w nocy jednak w wyniku swych procesów dysymilacyjnych są jego konsumentami. Poza tym, jak już zaznaczono, pewien wpływ na stosunki tlenowe tego rodzaju płytkich zbiorników wywiera stan termiczny wody, siła, długotrwałość i kierunek wiatrów oraz wiele innych przyczyn.

Zawartość w wodzie dwutlenku węgla była w badanym okresie zależna od występowania tlenu. Dobowe różnice między maksimum i minimum również wzrastały od wiosny do lata, a od lata do jesieni malały. Dobowe maksima i minima zawartości dwutlenku węgla wypadały w tych samych godzinach co maksima i minima zawartości tlenu, ale układ ich był przeciwny. Mianowicie maksimum stwierdzono w nocy między godz.

2 a 6, a minimum po południu około godz. 16. Zjawisko to znalazło tutaj jeszcze jedno potwierdzenie, gdyż znane jest od dawna i związane ściśle z procesami fotosyntezy. Tę korelację między ilością dwutlenku węgla a zawartością tlenu stwierdzono także w układzie pionowym, tj. na różnych głębokościach. Jak zaznaczono, tej korelacji między zawartością obu gazów w wodzie — korelacji oczywiście ujemnej — nie można wytłumaczyć tylko procesami asymilacyjnymi i dysymilacyjnymi roślin zielonych. Dwutlenek węgla występujący we wszystkich wodach naturalnych pochodzi bowiem, jak wiadomo, z rozkładu ciał organicznych, z atmosfery i innych jeszcze procesów. Dlatego też w danym wypadku problem ten należy również powiązać ze stopniem zanieczyszczania wody substancjami organicznymi oraz intensywnością rozkładowych procesów mikrobiologicznych. Powiązanie ilości tlenu i dwutlenku węgla z ilością planktonu i bakterii będzie omówione nieco później.

Prawie cały rozpuszczalny w wodzie dwutlenek węgla znajduje się w postaci CO_2, a tylko niewielka jego część (około 1%) występuje w wodzie w postaci kwasu węglowego (Just i Hermanowicz, 1955). Oprócz wolnego dwutlenku węgla w wodzie występuje także dwutlenek węgla dwuwęglanowy, pod postacią kwaśnych węglanów (HCO'_3). Kwaśne węglany również mogą się stać w pewnych warunkach źródłem wolnego dwutlenku węgla. Na podstawie przeprowadzonych badań nie udało się jednak ustalić zależności między występowaniem obu tych form dwutlenku węgla.

Zawartość związków organicznych w wodzie pochodzi z różnych źródeł: z gleby, resztek roślinnych, odpadków zwierzęcych i zanieczyszczeń ściekowych. Proces mineralizacji tych związków może przebiegać w różny sposób, zależnie od zawartości tlenu. W praktyce przyjęto okres pięciodniowy, jako wystarczający do charakterystyki biochemicznego zapotrzebowania tlenu. Wykonane badania dobowej zmienności BZT_5 na różnych głębokościach wydają się nie wystarczające dla wyciągnięcia szczegółowych wniosków i porównania z innymi parametrami. Niemniej jednak zaobserwowano charakterystyczny dobowy układ — BZT_5 w lecie w dzień było nieco wyższe niż w nocy. Mogło to być ewentualnie uwarunkowane także procesami fotosyntezy, co jak podkreśla Winberg (1955), należy uwzględniać przy rozpatrywaniu zagadnienia samooczyszczania się wody.

Woda w omawianym zbiorniku powierzchniowym posiada *pH* mieszczące się w granicach *pH* typowych dla wód naturalnych. Mianowicie w ciągu 1954 r. od kwietnia do grudnia *pH* wody na wszystkich głębokościach i w ciągu wszystkich godzin wahało się od 7,4 do 8,0. Odczyn alkaliczny wody wydaje się zgodny z ilościami tlenu i dwutlenku węgla. Wiadomo bowiem, że przy silniejszej fotosyntezie odczyn wody przesu-

wa się raczej w kierunku alkalicznym, zależy bowiem od zawartości węglanów i dwuwęglanów oraz od stanu nasycenia wody atmosferycznym dwutlenkiem węgla. Na wielkość *pH* wody wpływa również w pewnym stopniu jej temperatura — w miarę wzrostu temperatury *pH* wody odpowiednio obniża się. Mała głębokość wody w badanym okresie nie pozwoliła na ustalenie zależności *pH* wody od zawartości CO_2. Badanie zmian *pH* wody w ciągu doby wydaje się jednak sprawą ważną. Liczne inne badania (Skadowski 1955) wykazują, że w niektórych jeziorach dobowe wahania *pH* wody na różnych głębokościach są bardzo duże, niekiedy od *pH* 7 do *pH* 10. Dlatego też należałoby kontynuować badania dobowych zmian *pH*, ale przy pomocy metod bardziej dokładnych niż obecnie stosowane.

Sezonowe zmiany składu i ilości planktonu również zależą od współdziałania wielu czynników, z których jako najważniejsze można wymienić światło i temperaturę, a dla fitoplanktonu oprócz tego jeszcze rozpuszczone w wodzie związki azotowe, fosforowe i inne.

Niestety w czasie badań nie udało się przeprowadzić analiz składu chemicznego wody w cyklu dobowym, aby porównać ewentualny wpływ jego zmian na zmienność planktonu. Wykonano jedynie całkowitą analizę wody w dniach najbliższych omawianym badaniom *.

	Data pobrania próbki z głębokości 30 cm						
	29. IV.	29. V.	30. VI.	31. VII	31. VIII.	30. IX.	25. XII.
Azotany w mg/l N	0,35	0,28	0,04	0,16	0,14	0,25	0,20
Fosforany w mg/l PO_4	0,09	0,06	0,09	0,03	0,09	0,05	0,05

Zmienność zawartości azotu wydaje się być zgodna z danymi przedstawionymi przez Kożowa (1955). Wahania zawartości fosforu nie były tak charakterystyczne jak azotu i mieściły się w granicach błędu doświadczalnego.

Otrzymane wyniki badań nad rozwojem planktonu roślinnego w poszczególnych dniach świadczą, że odbywał się on normalnie, nasilając się w miarę wzrostu temperatury wody i zwiększania się długości dnia. Odwrotnie, rozwój planktonu słabł w miarę obniżania się temperatury wody i skracania długości dnia. Podobnie jak cykl roczny rozwoju planktonu, cykl dobowy charakteryzował się również występowaniem minimum i maksimum. Minimum stwierdzono w ciągu nocy, maksimum w ciągu dnia w godzinach popołudniowych (około godz. 16-20). Widać także wpływ światła na dobowe zmiany planktonu. Od czerwca do sierpnia

* Analizy fizykochemiczne wody wykonała mgr Z. Cybulska.

w miarę zwiększania się głębokości wody zmniejszała się ilość planktonu, a także w miarę zwiększania się długości dnia krzywa dobowej zmiany ilości planktonu wykazywała coraz większe różnice między minimum a maksimum.

Z przedstawionych na rysunkach 2 i 3 niektórych krzywych dobowej zawartości tlenu, dwutlenku węgla i planktonu widać, że istnieje ścisła korelacja między tymi parametrami. W miarę zwiększania się ilości planktonu roślinnego (w dzień) zwiększała się równocześnie ilość tlenu w wodzie, a zmniejszała się ilość dwutlenku węgla. Zgodność tych wyników specjalnie wyraźna była w czerwcu na wszystkich głębokościach, a także w mniejszym stopniu w innych miesiącach. Tak więc potwierdzono tu wyniki Winberga (1955), według którego dobowe wahania tlenu mogą być powodowane przez fotosyntezę w ciągu dnia i jej brak w nocy. Dobowe wahania zawartości CO_2 powodowane są przez procesy oddechowe roślin w nocy oraz asymilację w ciągu dnia. Oczywiście, że wahań tlenu i dwutlenku węgla nie można wytłumaczyć jedynie fotosyntezą. Jak już zaznaczono, poważną rolę odgrywa tu biochemiczne zużycie tlenu oraz jego wymiana z atmosferą, a na zmiany zawartości CO_2 wpływają także mikrobiologiczne procesy rozkładu.

Sprawa wpływu organizmów zdolnych do fotosyntezy na natlenienie wód powierzchniowych ma duże znaczenie przy badaniu właściwości samooczyszczania się wód powierzchniowych. Podkreśla to Winberg (1955), Draczew, Sibirjakow i Niesmiejanow (według Winberga, 1955). Dlatego też Winberg proponuje nową metodę ilościowego obliczania procesów reaeracji pod wpływem fotosyntezy i zaleca wprowadzenie jej do praktyki badań sanitarno-higienicznych i sanitarno-biologicznych.

Dobowe zmiany ilości bakterii dających wzrost na agarze i żelatynie wykazują, że zależnie od pory roku maksimum dobowe przesuwało się z godzin południowych lub popołudniowych (wiosna) na godziny wcześniejsze — przedpołudniowe i poranne (lato) — a w jesieni znów powracało na godziny popołudniowe. Minima dobowe stwierdzono w godzinach nocnych.

Znalazła tutaj potwierdzenie znana od dawna zależność między wzrostem ilości bakterii a położeniem słońca. Od chwili gdy słońce znajduje się w zenicie ilość bakterii zmniejsza się. Ujemny wpływ promieni słonecznych na rozwój bakterii ujawnił się także i w tym, że na ogół najmniejsze ilości bakterii stwierdzono w wodach powierzchniowych, większe natomiast ilości w warstwach głębszych (np. w kwietniu, maju, czerwcu, wrześniu i grudniu).

Przy porównaniu ilości bakterii i planktonu obserwuje się ścisłą zależność między obu grupami organizmów. Gdy ilość planktonu osią-

gała dobowe maksimum, ilość bakterii spadała do minimum i odwrotnie (rys. 3 i 4). Również Matusiak (1954) zaobserwował ujemną korelację między ilością bakterii a rozwojem zielonych organizmów planktonowych w stawach rybnych. Podkreślono już, że w godzinach gdy stwierdzano maksymalną ilość planktonu prawdopodobnie istniało najwyższe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu. Zjawisko to można też powiązać ze zmianą ilości bakterii. Minima ilości bakterii wydają się być zgodne ze stwierdzonym najwyższym BZT_5, a więc wielkość biochemicznego zapotrzebowania tlenu zależna byłaby raczej nie od ilości mikroflory bakteryjnej i jej procesów przemiany materii, lecz przede wszystkim od rozwoju planktonu roślinnego. Jeśli ta zależność znajdzie uzasadnienie w dalszych badaniach, to może mieć poważne znaczenie dla praktyki, szczególnie przy określaniu warunków samooczyszczania się wód, wpuszczania ścieków do odbiorników, biologicznych metod oczyszczania ścieków itd. Wreszcie zmiany ilości bakterii wykazane w ciągu badanego okresu — od kwietnia do grudnia — wydają się potwierdzać poprzednie badania Paluch a i współpr. (1956, 1956 a, 1957) nad stosunkami mikrobiologicznymi powierzchniowego zbiornika w Kozłowej Górze, dorzecza górnej Wisły i terenu zalewu w Goczałkowicach, a także Matusiaka (1954) nad mikroflorą stawów rybnych. We wszystkich tych badaniach stwierdzono wyraźną oscylację rozwoju drobnoustrojów w wodzie.

Jak widać z powyższych uwag, jeszcze nie całkowicie określono dobowe zmiany badanych parametrów i ich powiązanie ze sobą. Wydaje się, że istnieje celowość kontynuowania tego typu prac. Pozwoli to nie tylko ściśle określić dotychczas badane parametry, ale także porównać jeszcze dodatkowe. Ustalenie bowiem dla danego typu zbiorników lub zbiornika charakteru przemian w nim zachodzących może później ułatwić i umożliwić wyciąganie odpowiednich wniosków ogólnych na podstawie zbadania tylko pewnych wskaźników.

W ciągu 1955 i 1956 r. badania takie przeprowadzono określając dobowe zmiany zawartości tlenu, *pH* wody, potencjału oksydo-redukcyjnego wody oraz ilości drobnoustrojów wzrastających na różnych podłożach, jak *MPA*, *MPŻ*, brzeczka z agarem, podłoże Czapeka, podłoże naturalne (wyciąg osadu dennego z wody danego zbiornika wzbogacony solami fosforowymi). Wyniki tych badań są tematem oddzielnych publikacji.

* * *

1. W wodach zbiorników powierzchniowych intensywność procesów pochłaniających tlen zwiększa się od wiosny do lata i jesieni niezależnie od temperatury wody. W warstwach wody przydennej pochłanianie tlenu było silniejsze niż na powierzchni przez cały okres badań. Wydaje się jasne, że zwiększone przy dnie pochłanianie tlenu było wynikiem bioche-

micznego i chemicznego jego zużywania, jednak nie badano który z tych procesów przeważał.

2. Potwierdzono zależność istniejącą między zawartością w wodzie tlenu a długością dnia i insolacją.

3. Między zawartością tlenu i zawartością dwutlenku węgla w wodzie stwierdzono ścisłą odwrotną zależność. Zjawiska tego nie można tłumaczyć tylko procesami asymilacyjnymi i dysymilacyjnymi roślin zielonych. Zmiany ilości tlenu i dwutlenku węgla w ciągu doby są zależne również od stopnia zanieczyszczenia wody substancjami organicznymi oraz od intensywności rozkładowych procesów mikrobiologicznych.

4. Nie stwierdzono wyraźnej zależności między zawartością kwaśnych węglanów a innymi badanymi wskaźnikami.

5. Potwierdzono za Winbergiem (1955) istnienie zależności między rozwojem planktonu roślinnego a biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu. Wysunięto przypuszczenie, że wysokość *BZT* zależy nie tylko od ilości bakterii i procesów ich przemiany materii, ale przede wszystkim od rozwoju planktonu roślinnego.

6. Nie wykazano istotnych zmian *pH* wody w ciągu doby i korelacji z innymi wskaźnikami.

7. Potwierdzono zależność istniejącą między rozwojem planktonu roślinnego i bakterii oraz między rozwojem planktonu a zawartością tlenu i dwutlenku węgla.

8. Potwierdzono zależność między ilością bakterii w wodzie a długością dnia, porą roku i porą doby.

Składamy serdeczne podziękowanie prof. drowi inż. A. Josztowi i prof. drowi K. Starmachowi za wiele cennych rad, uwag i zaleceń udzielanych w czasie wykonywania pracy. Dziękujemy prof. mgrowi inż. E. Zaczyńskiemu za finansowe umożliwienie wykonania tej pracy. Dziękujemy również mgr H. Mercie i mgr B. Kolańczykowej za pomoc przy pobieraniu prób, przeprowadzaniu badań bakteriologicznych i planktonu oraz mgr J. Szulickiej za pomoc przy zestawianiu wyników badań planktonu.

LITERATURA

Bandt H. J., 1952: Zur Methodik der Sauerstoffbestimmung im Wasser. *Zeitschr. f. Fisch.* **33**: 462.

Cybulska Z., 1955: Skład chemiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze w 1953 r. *Zeszyt Sesji Nauk. Pol., Śl. Wydz. Inż. Sanit.* **1**: 52.

Goriunowa S. W. i Nasonowa M. B., 1955: Koliczestwo i sostojanije fitopłanktona w rozlicznyje siezony goda w ozierie Biełom. *Mikrobiołogija*, **24**: 435.

Grzybowska B., 1955: Fauna denna w zbiorniku rzecznym w Kozłowej Górze w r. 1953 i porównanie jej z latami ubiegłymi. *Zeszyt Sesji Nauk. Pol. Śl. Wydz. Inż. Sanit.* **1**: 27.

Just J. i Hermanowicz W., 1955: Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych. *Państw. Zakł. Wyd. Lek.* Warszawa.

Iwanow M. W., 1955: Mietod opriedielenija produkcii baktierialnoj biomassy w wodojomie. *Mikrobiołogija*, **24**: 79.

Kożow M. M., 1955: Siezonnyje i godowyje izmienienija w płanktonie oziera Bajkał. *Tr. Wsiesoj. Gidrobioł. Obszcz.* **6**: 133.

Kusmorska A. B., 1955: Siezonnyje i godowyje izmienienija zoopłanktona Czornogo Moria. *Tr. Wsiesoj. Gidrobioł. Obszcz.* **6**: 158.

Markiewicz F. R. i Dyszewska M., 1955. Połowy ryb w r. 1953 oraz tempo wzrostu płoci i okonia w zbiorniku rzecznym w Kozłowej Górze. *Zesz. Sesji Nauk. Pol. Śl. Wydz. Inż. Sanit.* **1**: 35.

Matusiak K., 1954: Badania mikrobiologiczne stawów doświadczalnych w Landeku i Gołyszu. *Ekologia Polska* **II, 3**: 247.

Nowożiłowa M. J., 1955: Dinamika czisłennosti i biomassy baktierij w wodnoj tołszcze Rybinskogo wodochraniliszcza. *Mikrobiołogija* **24**: 710.

Paluch J., 1956: Dobowe zmiany zawartości tlenu w wodzie zbiornika rzecznego. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **3**: 333.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J. i Burmecha H., 1956: Stan bakteriologiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. *Biul. Zakł. Biol. Stawów PAN*, **3**: 85.

Paluch J., Radecka S., Zdybiewska B. i Filipowicz J., 1956a: Charakterystyka mikrobiologiczna wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. *Acta Microbiol. Polon.* **5**: 179.

Paluch J., Radecka S. i Filipowicz J., 1957: Stan bakteriologiczny wód górnego biegu Wisły i jej dopływów oraz terenu zalewu w Goczałkowicach. *Acta Microbiol. Polon.* 6: 29.

Siemińska J., 1956: Hydrobiologiczna i rybacka charakterystyka rzeki Brynicy. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **3**: 69.

Skadowski S. N., 1955: Ekołogiczeskaja fizjołogija wodnych organizmow. *Sow. Nauka*, Moskwa.

Skadowski S. N., Miessiniewa M. A., i Uspienska W. J., 1955: Izuczenije organizmow wyzywajuszczich pojawlienije i iszczeznowienije zapachow i priwkusow wody. *Tr. Wsiesoj. Gidrobioł. Obszcz.* **6**: 23.

Skopincew B. A., Kryłowa L. P., 1955: Riezultaty izuczenija niekotorych woprosow dinamiki organiczeskogo wieszczestwa w prirodnych wodach. *Tr. Wsiesoj. Gidrobioł. Obszcz.* **6**: 38.

Starmach K., 1955: Metody badania planktonu. *Państw. Wydawn. Rol. Leś.* Warszawa.

Starmach K., 1955 a: Biologia powierzchniowego zbiornika wodnego w Kozłowej Górze. Rękopis.

Szczerbakow A. P., 1955: Dinamika czislennosti i biomassy niekotorych priedstawitielej mikrobentosa Głubokogo Oziera. *Tr. Wsiesoj. Gidrobioł. Obszcz.* **6**: 122.

Ujednostajnione metody bakteriologicznego badania wody. 1934: Państw. Zakład Higieny. Warszawa.

Winberg G. G. i Łomonosowa M. S., 1953: Obszczeje czisło baktierij i skorost' potrieblenija kisłoroda w wodach raznoj stiepieni zagriaznienija. *Mikrobiołogija* **22**: 294.

Winberg G. G., 1955: Znaczenije fotosinteza dla obogaszczenija wody kisłorodom pri samoocziszczenii zagriaznionnych wod. *Tr. Wsiesoj. Gidrobioł. Obszcz.* 6: 45.

J. Paluch und *R. Dobrzański*

BESTIMMUNGSVERSUCHE DER STOFFWECHSELDYNAMIK IM WASSER DES STAUBECKENS VON KOZŁOWA GÓRA

II. TAGESWECHSEL DES SAUERSTOFFS, KOHLENDIOXYD UND BIKARBONATGEHALTES DES BIOCHEMISCHEN SAUERSTOFFBEDARFS, DER WASSERSTOFFIONENKONZENTRATION SOWIE DER KEIMZAHL UND PLANKTONMENGE

Zusammenfassung

Der erste Teil der Arbeit (P a l u c h 1956) enthält Versuchsergebnisse über die im Laufe eines Tages vorgehenden Veränderungen des Sauerstoffgehalts im Wasser des Staubeckens in verschiedenen Tiefen vom Frühjahr bis zum Herbst. Die Tagesschwankungen der Sauerstoffverhältnisse geben jedoch noch kein vollständiges Bild des Stoffwechselverlaufs im Wasser, obwohl sie einer seiner Hauptfaktoren sind. Die in der vorliegender Arbeit angeführten Resultate vom Jahre 1954 stammen aus einer erweiterten Fortführung der im J. 1953 unternommenen Untersuchungen. Es sei erwähnt, dass im J. 1955 und 1956 noch weitere Untersuchungen stattfanden, welche Gegenstand einer gesonderten Veröffentlichung sind.

Im Jahre 1954 wurden die täglichen Schwankungen folgender Faktoren im Staubeckenwasser untersucht: Sauerstoffgehalt und Sättigungsgrad, biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5), Kohlendioxyd- und Bikarbonatgehalt, Waserstoffionenkonzentration, Keimzahl und Nannoplanktomenge. Die Untersuchungen der Jahre 1955 und 1956 umfassten die täglichen Sauerstoffschwankungen, das Reduktions- und Oxydationspotential und des Wassers, *pH* sowie Keimzahlen auf verschiedenen natürlichen und künstlichen Nährböden.

UNTERSUCHUNGSMETHODIK

Die Wasserproben wurden im J. 1954 einmal monatlich (am 27/28 IV, 25/26 V, 26/27 VI, 27/28 VII, 28/29 VIII, 25/26 IX und 7/8 XII) möglichst an Tagen mit stabilisiertem Wetter im Verlauf ganzer 24 Stunden, je 2 Stunden von 8 Uhr bis 6 Uhr des nächsten Tages aus den Tiefen von 30, 100, 200, 300 cm und mehr (je nach dem Wasserstand) entnommen, und zwar an derselben Stelle des Staubeckens Kozłowa Góra wie im Vorjahre (P a l u c h 1956), welche in Fig. 1. als Standort IX bezeichnet ist (P a l u c h und Mitarbeit. 1956 a). Die Proben für chemisch-physikalische und biologische Bestimmungen wurden mittels des Ruttnerschen Batometers entnommen. Bei den für bakteriologische Untersuchungen vorgesehenen Proben benutzte man ein anderes Batometer, womit sterile 50 ml-Flaschen mit Glasstöpseln mit den Wasserproben gefüllt wurden.

Die Wassertemperatur wurde in den entsprechenden Tiefen mit 0,1°C Genauigkeit gemessen, der Sauerstoff nach Winkler, BSB_5, CO_2 und HCO_3 nach Just und Hermanowicz (1955) bestimmt, der Sättigungsgrad mit Sauerstoff unter Berücksichtigung des atm. Drucks am betreffenden Tage errechnet, während *pH* kolorimetrisch mittels Walpole-Komparator ermittelt wurde. Die Schätzung der Keimzahl im Wasser wurde mit Hilfe der Verdünnungsmethode auf Nährbouillon-Agar nach 24 stündiger Bebrütung in 37°C und Nährbouillon-Gelatine nach 48 stündiger Bebrütung in 20°C bestimmt. Die Nannoplanktonmenge wurde im April und Mai mittels Sedgwick-Rafterplanktonkammer gezählt, in den übrigen Monaten bediente man sich der Kolokwitzplanktonkammer, da aus technischen Gründen eine raschere Methode erwünscht war.

DIE WASSERTEMPERATUR

Als einer der Faktoren, welche die Sauerstoffbedingungen, den CO_2-Gehalt, die Bakterien- und Planktonmenge massgebend beeinflussen, ist die Wassertemperatur von zwei Standpunkten aus zu berücksichtigen, nämlich ihre Schwankungen im Verlauf des Tages in verschiedenen Tiefen, sowie die Temperaturdifferenzen zwischen den einzelnem Tiefen, zur gleichen Stunde. Die thermischen Tagesschwankungen wiesen in den einzelnen Monaten keine wesentlichen Unterschiede ausser klimatischen Einflüssen (Jahreszeiten) auf. Die normalen Temperaturänderungen während 24 St. waren nicht gross und betrugen je nach der Lufttemperatur 0.9—1,5° in der Oberflächenschicht, in grösseren Tiefen noch weniger. Die Messungsergebnisse der Tagesschwankungen sind in Tab. I. verzeichnet. Temperatursprünge (Termokline) waren in den einzelnen Monaten unwesentlich, was wegen der geringen Tiefe des Beckens an der Versuchsstelle die durch den niedrigen Wasserstand des J. 1954, verständlich ist. Die oft auftretende Homothermie hat ihre Ursache auch in der stetigen Durchmischung des Beckeninhalts u. a. durch Winde.

SAUERSTOFFGEHALT- UND SÄTTIGUNGSGRAD

Im Zusammenhang mit den Temperaturschwankungen fällt der Sauerstoffgehalt vom Frühjahr zum Sommer und steigt dann gegen den Herbst an (Tab. I. II u. III. Fig. 1). Mit dem Anwachsen der Tageslänge von April bis Juni nimmt auch die Tagesamplitude der Sauerstoffgehaltsschwankungen, zu sinkt dann im August, um gegen den Herbst wieder anzusteigen. Die täglichen Aenderungen des Sauerstoffgehalts zeigen im Oberflächenwasser keine grossen Sprünge. Das Maximum des Sauerstoffgehalt fällt in den einzelnen Monaten (vom IV bis IX) auf die Zeit zwischen 18 bis 22 Uhr, das Minimum auf die Morgenstunden. Im De-

zember sind diese Zeitpunkte vertauscht, morgens ist Maximum dagegen nachts das Minimum. Eine Erklärung dieses Phänomens konnte nicht gefunden werden. In der Tiefe von 100 und 200 cm verliefen die Tagesschwankungen des Sauerstoffgehalts in ähnlicher Weise, doch wurden grössere Sprünge und geringere Regularität der Schwankungen beobachtet.

Die prozentuelle Sättigung des Wassers mit Sauerstoff (Tab. IV u. Fig. 1.) verlief recht charakteristisch. Von April bis Juni wurde in den verschiedenen Tiefen ein Ansteigen des Sättigungsgrades festgestellt, wobei in den Nachmittagsstunden übersättigung bis zu 120% auftrat, dagegen wies das Wasser im August und September im Laufe des ganzen Tages ein Sauerstoffdefizit auf. Im Dezember trat fast volle Sättigung ein. Mit wachsender Tiefe zeigte das Wasser sinkenden Sättigungsgrad, was auf eine Verstärkung der Sauerstoff verbrauchenden Prozesse in den tieferen Schichten hinweist. Es wurde auch ein Zusammenhang zwischen Tageslänge und Sauerstoffsättigung festgestellt.

Die auftretenden Sauerstoffdefizite und beobachteten Uebersättigungszustände waren im J. 1954 weniger intensiv als im J. 1953, doch besteht in beiden Jahren eine vollkommene Übereinstimmung der Resultate betrefts der Zeit (sowohl im Jahres-wie im Tagesverlauf) und in verschiedenen Tiefen.

GEHALT AN FREIEM CO_2 UND HCO_3

Es wurde auch währed der gesamten Versuchsperiode ein weitgehender Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Saurestoff und Kohlendioxyd in den einzelnen Messtiefen festgestellt. Dem Ansteigen der Sauerstoffmenge im Verlauf von 24 St. entsprach ein Absinken des CO_2-Gehaltes und umgekehrt. Besonders deutlich trat diese Übereinstimmung am 26/27.VI auf (Tab. V).

Vom Frühjahr bis zum Herbst wurde ein Ansteigen des CO_2-Gehalts im Oberflächenwasser beobachtet. Der Gehalt an CO_2 schwankte im Tagesverlauf und erreichte in der Zeit vom Frühling bis zum Sommer sein Minimum gegen 16 Uhr und das Tagesmaximum gegen 4 Uhr morgens. Von August bis Dezember war der Tagesgehalt mehr ausgeglichen, mit einem nur angedeuteten Minimum in den Mittagsstunden und dem Maximum in der Nacht. Es scheint dies im Einklang mit den Assimilationsprozessen von Pflanzen zu stehen.

Das Bestehen einer Korelation zwischen dem Gehalt an Sauerstoff und CO_2 darf jedoch nicht ausschliesslich durch Prozesse der Assimilation und Dissimilation grüner Pflanzen gedeutet werden. Dies muss auch mit der Tätigkeit von Mikroorganismen in Verbindung gebracht werden, da die unter deren Einwirkung auftretenden Abbauprozesse einen vergrös-

serten Sauerstoffverbrauch und das Abgeben grösserer Mengen von CO_2 an die Umbebung zur Folge haben.

Der Gehalt an HCO'_3 wies im allgemeinen geringe Tagesschwankunge auf. Er fällt vom Frühjahr zum Sommer und steigt dann gegen Herbst in Übereistimmung mit dem Temperaturverlauf. Im Verlaufe des Tages und in verschiedenen Tiefen wurden grössere Schwankungen des HCO_3-Gehalts nicht festgestellt.

DER BIOCHEMISCHE SAUERSTOFFBEDARF

Der funftägige biochemische Sauerstoffbedarf wies keine grösseren Schwankungen auf. Der grösste BSB_5 wurde im April und Dezember (Tab. VII), der niedrigste im Mai und September festgestellt. In verschiedenen Tiefen waren im Tagesverlauf keine charakteristischen Werte feststellbar. Die bisher erhaltenen Resultate erlauben noch keine exakten Schlussfolgerungen.

DIE WASSERSTOFFIONENKONZENTRATION

Auf diesem Gebiet waren auch keine wesentlichen Unterschiede zwischen den einzelen Beobachtungstagen sowie im Tagesverlauf bei verschiedenem Tiefen festzustellen. Im Bereich eines Jahres wurden *pH* Werte zwischen 7,4 und 8,0 gefunden, im Verlauf eines Tages betrugen die Schwankungen 0,1—0,2 *pH*, was innerhalb der Massfehlergrenze liegt.

KEIMZAHL UND PLANKTONMENGE

Die Keimzahlen für auf Nährbouillon-Agar und Gelatine züchtbare Bakterien wurde für die ganze Versuchsperiode im Tagesverlauf in Tab. X. und Fig. 3 u. 4. dargestellt. Die Keimzahl steigt vom Frühling zum Sommer, um dann gegen den Herbst zu sinken. Im Zeitraum April-Juli wurden Keimzahlminima auf Agar nachts und gegen 4 Uhr morgens festgestellt, Maxima, hingegen zwischen 16 und 20 Uhr, im August verschob sich das Minimum auf etwa 8 Uhr, das Maximum auf 12 Uhr. Der September wies den Höchstwert um 8 Uhr, das Minimum gegen 20 Uhr auf, während das Dezemberminimum auf die Zeit von 24 bis 8 Uhr, das Maximum auf 12 Uhr fällt. Im gesammten Tiefenbereich traten die Keimzahlmaxima und Minima beiläufig zur selben Zeit auf.

Die auf Gelatine erhaltenen Resultate weisen darauf hin, dass im April und Mai die kleinsten Keimzahlen nachts und die höchsten am Tage auftraten, im Juni-Juli fiel das Minimum in die frühen Morgenstunden, das Maximum auf 16 bis 20 Uhr, dagegen zeigte der Herbst höchste Keimzahlen abends und niedrigste am Vormittag.

Die auf Nahrbouillon-Agar und Gelatine erhaltenen Resultate deuten auf einen gewissen Tagesrythmus der Keimzahl hin. Als Bestandteile des

Nannoplanktons wurden die Mengen des tierischen und pflanzlichen Planktons, die Art und Anzahl der dominierenden Organismen, sowie die Tryptonbestandteile bestimmt. Die charakteristischer Ergebnisse dieser Bestimmungen im Wasser bei allen Tiefen sind in Tab. IX u. Fig. 3 u. 4. zusammengestellt.

Als vorherrschende Lebewesen traten in allen Monaten *Chlorococcales* auf, nur im Dezember dominierten daneben auch *Flagellata*. Wie aus den Resultaten ersichtlich, herrscht im Staubeckenwasser von Kozłowa Góra Phytoplankton vor mit geringem Auftreten von Zooplankton.

Vergleicht man die an jedem Tag auftretenden Planktonmengen, so ersieht man, dass in allen Monaten ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Plankton und Bakterien bei allen Tiefen besteht. Ein Anstieg der Keimzahl im Verlaufe des Tages tritt dann ein, wenn die Planktonmenge sinkt, und umgekehrt fällt die Keimzahl beim Anwachsen des Planktons. Ausserdem verlief der Anstieg der Planktonmenge innerhalb von 24^h parallel zum Anwachsen des Sauerstoffgehalts und Sättigungsgrades im Wasser. Endlich war der Anstieg der Planktonmenge vom Absinken des Kohlendioxydgehalts begleitet.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Auf Grund der erhaltenen Versuchsergebnisse lassen sich gewisse Schlüsse ziehen, welche folgendermassen zusammengefasst werden könnten. Der Sauerstoffgehalt und Sättigungsgrad im Wasser verläuft im J. 1954 vom Frühling zum Herbst in Uebereinstimmung mit den im J. 1953 erhaltenen Resultaten. Es besteht eine Abhängigkeit zwischen dem Gehalt an Sauerstoff und Kohlendioxyd, sowie auch zwischen der Planktonentwicklung und dem Gehalt des Wassers an diesen Gasen. Ein Zusammenhang zwischen Keimzahl und Planktonmenge ist höchstwahrscheinlich.

Die Versuchsresultate scheinen auf eine gewisse Abhängigkeit der Keimzahl von der Tageszeit und der Tageslänge hinzuweisen. Der Nachweis eines Zusammenhanges zwischen den Sauerstoffbedingungen und dem Kohlendioxydgehalt einerseits und der Keimzahl andererseits gelang nicht. Wesentliche Schwankungen der Wasserstoffionenkonzentration im Wasser konnten weder in verschiedenen Tiefen noch im Laufe des Tages, noch auch im Verlauf der Versuchsperiode festgestellt werden.

Die Zweckmässigkeit von Untersuchungen der durchgeführten Art an verschiedenerlei Wasserbehältern kann schon auf Grund der bisher erreichten Ergebnisse als erwiesen gelten. Die Feststellung des Charakters von Wandlungen, welche in bestimmten Beckentypem vor sich gehen, kann nämlich später generalle Schlussfolgerungen auf Grund der Untersuchung gewisser Indizes ermöglichen oder erleichtern.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1957, 6, 87-98

J. Snaglewska

HODOWLA DROŻDŻY NA WYWARZE PO FERMENTACJI ACETONOWO-BUTANOLOWEJ

Z Zakładu Utylizacji Wód Ściekowych Instytutu Przemysłu Fermentacyjnego w Warszawie

Wpłynęło 25 marca 1956 r.

Surowy wywar butanolowy powstający jako produkt odpadkowy po fermentacji acetonowo-butanolowej jest jednym z silniej obciążonych ścieków przemysłowych.

Wykonana przez autora analiza wykazała dużą zawartość suchej pozostałości (23-26 g/l), dużą zawartość substancji organicznych (15-20 g/l), utlenialność od 8 do 12 tysięcy mg O_2/l oraz biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5) od 11 do 18 tysięcy mg O_2 l. Związki organiczne występują tu głównie w roztworze; ilość zawiesin jest stosunkowo niewielka i wynosi przeciętnie 1 g/l wywaru (tab. I).

Wody ściekowe tak silnie obciążone nie mogą być bezpośrednio spuszczane do odbieralnika, bez ich uprzedniego unieszkodliwienia. Na ten temat znaleziono w literaturze tylko jedną krótką notatkę (B o r u f f, 1939) mówiącą, że wywar taki może być unieszkodliwiany bądź na drodze standardowej metody fermentacji beztlenowej uzupełnionej fermentacją tlenową, bądź też może być zagęszczany, suszony i stosowany jako domieszka do paszy lub spalany i stosowany jako nawóz.

Wyniki analizy jakościowej wywaru pobutanolowego skłoniły nas do wykonania prób jego wykorzystania, przed całkowitym unieszkodliwieniem. Duże zapotrzebowanie naszego rynku krajowego na paszę białkową oraz poszukiwanie nowych i tanich surowców do produkcji drożdży, uzasadniają celowość badań nad hodowlą drożdży na wywarze po fermentacji acetonowo-butanolowej.

Wykorzystanie odpadków przemysłowych do hodowli drożdży pokarmowych i pastewnych nie jest zagadnieniem nowym. Prace te zapoczą-

kował Henneberg (1909), a następnie Delbrück (1915). Hodowano wówczas *Candida utilis* na melasie.

W okresie międzywojennym w Niemczech uruchomiono produkcję drożdży na hydrolizatach drewna, w czasie drugiej wojny światowej powstały fabryki produkujące drożdże na ługach posiarczynowych (Seaman i współpr., 1948) oraz na hydrolizatach odpadków roślinnych, takich jak słoma, plewy i łupiny (Plewako i Giwartowski, 1952).

W Polsce drożdże paszowe produkuje się na melasie. Liczne prace laboratoryjne wskazują jednak na możliwość zastosowania do hodowli drożdży produktów odpadkowych: wycierki ziemniaczanej (Karczewska i Kujawski, 1952), hydrolizatów drewna sosnowego (Jakubowska i współpr., 1952), wywaru spirytusowego z gorzelni melasowych (Jakubowska, 1953) oraz wywaru pospirytusowego z ługów posiarczynowych.

Do produkcji drożdży pokarmowych i pastewnych najczęściej stosuje się szczepy *Candida utilis*.

BADANIA WŁASNE

Celem pracy było opracowanie optymalnych warunków hodowli drożdży na wywarze po fermentacji acetonowo-butanolowej.

Próby te przeprowadzono z czterema rasami drożdży znajdującymi się w muzeum kultur drożdżowych Instytutu Przemysłu Fermentacyjnego. Były to drożdże niezarodnikujące. Dwa z tych szczepów, *Ct* i N_5, należały do rodzaju *Candida*, a dwa, *Tu* i N_4, do rodzaju *Torulopsis* (Lodder, 1952). Poza tym zbadano też jeden szczep *Oospora lactis* wyizolowany z wywaru.

PRZYGOTOWANIE WYWARU BUTANOLOWEGO DO HODOWLI DROŻDŻY

Przed rozpoczęciem fermentacji drożdżowej wywar butanolowy poddawano klarowaniu. Początkowo wywar klarowano przy pomocy wapna. Dodawano 0,2% CaO na litr, gotowano przez 30 minut często mieszając, a następnie zostawiono przez noc do odstania. Następnego dnia wywar dekantowano, doprowadzano *pH* do 5,5, dodawano 0,3 g fosforanu amonu i 1 g siarczanu amonu na 1 litr wywaru, po czym *pH* płynu ponownie doprowadzano do 5,5, rozlewano do kolb i sterylizowano trzykrotnie co 24 gdziny, po 30 minut w temperaturze 100°.

Z uwagi na to, że klarowanie wapnem odbywa się w środowisku alkalicznym, ustalanie odpowiedniego *pH* dla fermentacji drożdżowej wymaga dodawania do wywaru znacznych ilości kwasu siarkowego. Aby tego uniknąć zmieniono sposób klarowania, prowadząc je w środowisku kwaśnym surowego wywaru o *pH* 4.0-5,0 gotując wywar z dodatkiem 1,5 g superfosfatu na litr. W tym wypadku nie dodawano zupełnie fosforanu amonu, natomiast siarczan amonu dodawano do zdekantowanego wywaru w ilości 1,5 g na litr.

OTRZYMYWANIE DROŻDŻY ZARODOWYCH

Dla otrzymania odpowiedniej ilości drożdży zarodowych potrzebnych do wysiewu na 1 litr pożywki postępowano w sposób następujący: dwie kolbki Erlenmayera o pojemności 100 ml, zawierające po 50 ml sterylnej brzeczki słodowej o gęstości 8° *Bllg*, szczepiono badaną rasą drożdży przechowywanych na skosach agarowych i pozostawiano w temperaturze 30°. Po 48 godzinach zawartość kolbek przelewano do sterylnej płuczki laboratoryjnej do gazów z płytką porowatą G_1, zawierającą 200 ml wywaru o *pH* 5,5 i nawietrzano 24 godzin. Po 24 godzinach zawartość płuczki przelewano do aparatu Kluyvera do hodowli drożdży o pojemności 1,5 l, dodawano 300 ml wywaru i w dalszym ciągu nawietrzano. Po 12 godzinach dodawano jeszcze 500 ml wywaru i nawietrzano przez następne 12 godzin. W czasie wzrostu sprawdzano *pH* wywaru i w miarę alkalizowania płynu dodawano 10% kwasu siarkowego dla utrzymania odczynu na poziomie *pH* 5.5. Z kolei drożdże oddzielano od płynu na sączku Schotta G_4, przemywano kilkakrotnie wodą, dobrze odsączano i ważono. Część drożdży odważano dla oznaczenia suchej masy, zawartości azotu i fosforu, a pozostałość używano do wysiewu.

HODOWLA DROŻDŻY NA WYWARZE BUTANOLOWYM

Przed przeprowadzeniem właściwej fermentacji zbadano wpływ następujących czynników:

1) ilości dodawanych soli amonowych i fosforowych,

2) odczynu (*pH*),

3) czasu trwania fermentacji.

Wywar zawiera znaczne ilości azotu ogólnego (przeszło 1 g w litrze), azotu amonowego natomiast tylko około 50 mg, a azotu albuminowego około 65 mg w litrze wywaru (tab. I). Zawartość azotu przyswajalnego jest więc niewielka i nie wystarcza dla osiągnięcia odpowiedniej wydajności fermentacji.

W celu zbadania wpływu soli amonowych i fosforowych na wydajność wykonano dwie równoległe próby z rasą drożdży *Nr* 5. Jedną próbę fermentacyjną przeprowadzono na surowym wywarze bez dodatku soli, drugą na wywarze z dodatkiem 1 g $(NH_4)_2SO_4$ i 300 mg $(NH_4)_2HPO_4$ na 1 litr wywaru (tab. II).

Jak wynika z tabeli II, dodatek soli amonowych i fosforowych wpływa zarówno na zwiększenie procentowej zawartości białka, jak i na podniesienie wydajności masy drożdżowej z litra wywaru.

W dalszych badaniach zauważono, że dla zwiększenia wydajności drożdży z litra wywaru oraz zawartości białka do 50-60% konieczny jest pewien nadmiar soli amonowych w płynie fermentowanym (tab. III).

W wyniku kilku przeprowadzonych fermentacji określono, że przy klarowaniu wywaru wapnem optymalna dawka soli amonowych i fosforowych wynosi 300 mg $(NH_4)_2HPO_4$ i 1 g $(NH_4)_2SO_4$ na 1 litr wywaru.

Tabela I

Analiza chemiczna wywaru po fermentacji acetonowo-butanolowej

Some physical and chemical characteristics of the slope from acetone-butanol fermentation

Oznaczenie Characteristic	Od - Do From - To	Oznaczenie Characteristic	Od - Do From - To
Temperatura, °C Temperature	65 - 100	Zawiesiny lotne, mg/l Suspension, volatile	1 248 - 1 574
Mętność, cm Turbidity	1,5 - 2,5	Zawiesiny łatwo opadające 30 min w leju Imhoffa ml 120 min Suspension sedimentable	6,1 - 50 17 - 40
Barwa Colour	brązowa brown	Azot organiczny, mg N_2/l Nitrogen, organic	1 284 - 1 412
Zapach Odour	3S	Azot amonowy, mg N_2/l Nitrogen - NH_4	40 - 65
Odczyn, *pH*	4,0 - 5,0	Azot azotynowy, mg N_2/l Nitrogen - NO_2	—
Kwasowość, mg $CaCO_3$/l Acidity	140 - 350	Azot azotanowy, mg Nitrogen - NO_3	ślady traces
Sucha pozostałość, mg/l Dry weight	23 868 - 26 792	Azot albuminowy, mg Nitrogen, albumine	60 - 72,8
Pozostałość po prażeniu, mg/l Ash	5 358 - 6 020	Substancje redukujące w przeliczeniu na inwert % Reducing substances	0,22 - 0,53
Ciała rozpuszczalne, ogółem, mg/l Dissolved substances, total	22 350 - 24 906	Fosfor, mg P_2O_5/l Phosphorus	92,2 - 106,61
Ciała rozpuszczalne, mineralne, mg/l Dissolved substances, mineral	5 492 - 5 788	Zagniwalność, godzin Putrification, hours	24
Ciała rozpuszczalne, lotne, mg/l Dissolved substances, volatile	16 562 - 19 414	Utlenialność mg O_2/l Oxygen adsorbed	8 540 - 12 096
Zawiesiny ogółem, mg/l Suspension, total	1 397 - 1 886	BZT_5 mg O_2/l BOD	11 200 - 18 000
Zawiesiny mineralne, mg/l Suspension, mineral	149 - 312		

Tabela II

Wydajność fermentacji drożdżowej na wywarze (netto)
The yield of yeast fermentation on the slope

	Drożdże mokre w g Wet weight g	Sucha masa w g Dry weight g	Procent N w suchej masie N content per cent, in dry mass	Zawartość białka w suchej masie w % Protein content per cent, in dry mass
Wysiew Inoculum	10	2,0	8,8	55
bez dodatku soli mineralnych without salts	10	2,5	8,4	43
z dodatkiem soli mineralnych with salts	20,2	3,9	9,5	59

Tabela III

Zawartość azotu w wywarze
N content in the slope

	Przed fermentacją w mg N/l Before fermentation	Po fermentacji w mg N/l After fermentation	% wkorzystania azotu z wywaru Per cent N assimilated
Wywar surowy The slope alone	1 256	1 036	17.5
Wywar + sole mineralne The slope with salts	1 520	1 157	23.8

Tabela IV

Wpływ *pH* na przyrost masy drożdżowej (z 1 litra wywaru)
Effect of *pH* on the yield of yeasts

Rasa drożdży Strain	Wysiew w g suchej masy Inoculum (grams of dry weight)	Wydajność suchej masy w g - netto The yield (grams of dry weight)	
		pH 4,5-5,0	*pH* 5,0-6,0
N_4	2,2	1,9	3,4
N_5	2,2	3,0	3,7
Ct	2,3	2,7	3,6
Tu	2,2	2,7	3,5

Przy klarowaniu wywaru superfosfatem konieczny okazał się dodatek siarczanu amonu w ilości 1,0-1,5 g na 1 litr wywaru.

Zawartość azotu w surowym wywarze pobutanolowym ulega wahaniom w granicach od 900 do 1 400 mg w litrze. W związku z tym konieczne jest dodanie soli w pewnym nadmiarze dla pokrycia ewentualnego deficytu azotu i fosforu.

Dla określenia optymalnego stężenia jonów wodorowych przeprowadzono równoległe fermentacje przy *pH* 4,5-5,0 oraz przy *pH* 5,0-6,0. W doświadczeniu zilustrowanym tabelą IV wyraźnie zaznaczył się wpływ stężenia jonów wodorowych na wydajność masy drożdżowej. Znacznie korzystniejsze jest prowadzenie fermentacji przy *pH* 5,0-6,0, aniżeli poniżej 5,0. Różnica w wydajności wynosiła około 1 g suchej masy drożdżowej z 1 litra wywaru. W czasie prowadzenia fermentacji zauważono, że drożdże w środowisku o *pH* poniżej 5,0 znacznie później zaczynały pączkować i słabiej alkalizowały środowisko.

Dokładniejsze określenie optymalnego *pH* fermentacji drożdżowej będzie możliwe dopiero przy przeprowadzaniu doświadczeń na skalę półtechniczną, ponieważ w próbach laboratoryjnych napotykano na trudności w utrzymaniu *pH* na poziomie powyżej 5,0 wskutek szybkiej alkalizacji środowiska oraz niewielkiej ilości płynu fermentującego. Poza tym, przy pobieraniu próbek konieczne było chwilowe przerywanie nawietrzania, co przy częstym powtarzaniu mogło mieć wpływ na przebieg fermentacji. Na podstawie przeprowadzonych obserwacji można stwierdzić jedynie, że optimum fermentacji znajduje się w granicach *pH* 5,0-6,0.

Dla określenia czasu trwania fermentacji przeprowadzono szereg fermentacji drożdżowych na wywarze, w czasie których obserwowano czas rozpoczęcia pączkowania drożdży, czas zakończenia fermentacji oraz okres najsilniejszego rozwoju drożdży, stosując jako wskaźnik stopień zalkalizowania płynu fermentującego i zużycie kwasu siarkowego.

Normalnie pączkowanie drożdży rozpoczynało się pod koniec drugiej, a na początku trzeciej godziny fermentacji. Najsilniejszy wzrost występował od 5 do 9 godziny, po czym obserwowano powolny spadek; po 11 godzinach drożdże przestawały pączkować, a w ciągu dwunastej godziny proces fermentacji dobiegał końca.

Czas rozpoczęcia pączkowania był bardzo wyraźnie zależny od początkowego stężenia jonów wodorowych. Najwcześniej pączkowanie następowało przy *pH* 5,5. To właśnie stężenie jonów wodorowych jest przypuszczalnie optymalne dla prowadzenia fermentacji.

Najodpowiedniejszym okresem prowadzenia fermentacji jest 12 godzin. Przedłużanie czasu fermentacji nie zwiększa wydajności masy drożdżowej. Niemożliwie było również skrócenie czasu fermentacji, ponieważ drożdże pączkowały jeszcze do 10 godziny.

Fermentacje 12-godzinne prowadzono systemem dolewowym w aparatach Kluyvera z płytką porowatą g_1 o pojemności 1,5 l. 200 ml wywaru o *pH* 5,5, w którym rozprowadzono 10 g drożdży, wprowadzano do aparatu Kluyvera i rozpoczynano nawietrzanie używając wodnej pompy próżniowej. Dolewy zaczynano dopiero po 2 godzinach nawietrzania, dodając co godzinę po 100 ml wywaru i przerywano je 2 godziny przed zakończeniem doświadczenia. Ostateczna ilość wywaru w aparacie wynosiła 1000 ml. W czasie fermentacji zauważono stopniową alkalizację, w związku z czym okazało się konieczne zakwaszenie zacieru 10-procentowym kwasem siarkowym. Dla określenia stopnia alkalizacji *pH* mierzono potencjometrycznie, pobierając próbki płynu fermentującego co godzinę, przed dolewem i po dolewie. W czasie doświadczenia przy nadmiernym pienieniu się płynu dodawano niewielkie ilości tłuszczu. Fermentację prowadzono w temperaturze 28-30°.

Po zakończeniu fermentacji drożdże oddzielano od płynu na sączku Schotta przemywano kilkakrotnie wodą wodociągową i ważono. Równocześnie pobierano odważkę dla oznaczenia suchej masy i azotu.

Przeprowadzono również próby skróconej fermentacji ciągłej trwającej 26 godzin. Hodowle prowadzono w dwóch aparatach Kluyvera o pojemności 7 l.

Tabela V

Fermentacje 12-godzinne — 12-hours fermentation

Rasa drożdży Strain	Eksperyment Experiment	Wysiew — Inoculum: s. m. drożdży w g Dry weight	Wysiew — Inoculum: Zawartość: N w s. m. drożdży w % N content per cent of dry weight	Wysiew — Inoculum: Zawartość: białka w s. m. drożdży w % Protein content per cent of dry weight	Wydajność netto — Yield: s. m. drożdży w g Dry weight	Wydajność netto — Yield: Zawartość: N w s. m. drożdży w % N content per cent of dry weight	Wydajność netto — Yield: Zawartość: białka w s. m. drożdży w % Protein content per cent of dry weight	Zużycie 10% H_2SO_4 w ml Amount of sulphuric acid (10%) used for neutralisation (ml)
N_4	I	2,75	10,0	62	3,6	9,6	60	12,6
	II	2,5	8,8	55	3,7	8,4	52	11,2
	III	2,5	8,8	62	3,9	9,6	60	14,2
N_5	I	2,4	8,7	54	3,3	10,0	62	12,0
	II	2,3	10,0	62	3,9	9,2	57	11,0
	III	2,5	9,2	57	3,7	9,2	57	11,5
Tu	I	1,9	9,5	59	2,9	9,4	59	10,3
	II	2,2	9,5	59	2,8	9,5	59	
	III	2,2	9,5	59	3,3	9,1	59	
Ct	I	2,4	8,4	52	3,7	8,4	52	15,0
	II	4,1	8,7	59	4,1	9,5	59	12,2
Oospora lactis	I	3,9	7,6	47	3,6	7,4	46	15,0
	II	3,6	7,6	47	4,5	8,3	52	13,0

Tabela VI

Fermentacja 26-godzinna — 26-hours fermentation

Rasa drożdży Strain		Sucha masa drożdży w g Dry weight of yeast grams	Zawartość N w suchej masie w % N content per cent of dry weight	Zawartość białka w suchej masie drożdży w % Protein content per cent of dry weight	Zużycie 10% H_2SO_4 w ml Amount of H_2SO_4 (10%) used for neutralisation (ml)	Średnia wydajność w g suchej masy z 1 l Average yield, grams of dry weight per 1 l of the slope
N_4	0	12,5	10,0	62		
I	I	13,8	10,0	60	29	
	II	10,9	9,2	57	19	
	III	6,96	10,0	62	14,5	
	IV	16,56	10,0	60	21	3,6
N_4	0	10,4	8,4	52	1	
II	I	11,56	9,1	57	18	
	II	9,43	7,9	49	16	
	III	9,20	7,8	47	12,5	
	IV	20,0	5,6	35	20	3,9
N_5	0	9,2	9,1	55		
I	I	16,2	8,1	50	30	
	II	10,25	8,8	60	20	
	III	6,5	9,2	57	12	
	IV	15,0	8,8	55	23	3,8
N_5	0	8,8	9,5	59		
II	I	12,19	8,7	54	24	
	II	10,56	9,1	57	29	
	III	10,56	8,7	54	10	
	IV	9,02	9,1	57	12	3,35
Tu	0	9,2	9,5	59		
	I	11,0	9,5	59		
	II	9,25	8,4	52		
	III	8,97	9,5	59		
	IV	16,1	8,2	51		3,6
Ct	0	10,0	8,8	53		
	I	11,28	9,5	59		
	II	9,5	9,6	60		
	III	7,16	9,5	59		
	IV	16,32	10,0	62		3,4
Oospora lactis	0	12,0	8,3	52		
	I	11,76	8,5	53		
	II	12,16	9,4	59		
	III	9,6	7,5	46		
	IV	7,35	7,6	47		3,6

0 — wysiew, inoculum
I — odbiór pierwszy, first step of fermentation
II — odbiór drugi, second step of fermentation
III — odbiór trzeci, third step of fermentation
IV — odbiór czwarty, fourth step of fermentation

40 g drożdży mokrych rozprowadzano w 800 ml wywaru z solami o *pH* 5,5 i rozpoczynano nawietrzanie dając około 100 l powietrza na 1 l i na 1 godzinę. Dolewy rozpoczynano po dwóch godzinach nawietrzania, dodając w ciągu 7 godzin 3 200 ml wywaru. Przez następne dwie godziny (9 i 10) wywaru nie dodawano, a po 10 godzinach od rozpoczęcia doświadczenia przenoszono 2 l płynu do drugiego aparatu Kluyvera w celu dofermentowania. Po godzinie drożdże z drugiego aparatu sączono, przemywano i ważono, pobierając równocześnie odważki dla oznaczenia suchej masy i azotu. W pierwszym aparacie Kluyvera rozpoczynano w tym czasie dalsze dolewy, dodając w ciągu 5 godzin dwa litry świeżego wywaru. Z kolei ponownie pobierano 2 litry płynu i przenoszono do drugiego aparatu. Czynność tę powtarzano czterokrotnie. Cały cykl fermentacji trwał 26 godzin.

Prócz fermentacji 26-godzinnych poprowadzono dwie próby fermentacji 36-godzinnej, jedną z rasą N_4, drugą N_5. Hodowle prowadzono podobnie jak przy fermentacji 26-godzinnej, ale na mniejszej ilości zacieru (tab. VII), przy czym co 5 godzin odlewano połowę przefermentowanego płynu.

Wyniki próbnych fermentacji 12-godzinnych, ciągłych 26-godzinnych i 36-godzinnych, przeprowadzonych z drożdżami, szczepy N_4, N_5, *Tu*, *Ct* i *Oospora lactis*, ilustrują tabele V-VII.

Tabela VII

Fermentacje 36-godzinne

36-hours fermentation

Rasa drożdży Strain	Wysiew Inoculum	Sucha masa drożdży w g Dry weight of yeast (gram)	Zużycie 10% H_2SO_4 w ml Amount of H_2SO_4 (10%) used for neutralisation (ml)	Średnia wydajność g suchej masy z 1 l wywaru Average yield, grams of dry weight per 1 l of the slope
		3,6		
	I	3,25	4,5	
	II	2,5	8,0	
N_4	III	2,05	5,0	
	IV	1,87	5,5	
	V	1,62	7,0	
	VI	3,08	9,5	3,4
		2,2		
	I	2,46	8,5	
	II	2,4	4,0	
N_5	III	2,4	6,0	
	IV	1,7	4,5	
	V	1,13	3,0	
	VI	2,04	3,0	3,2

W czasie prowadzenia prób nad zdrożdżowaniem wywaru butanolowego zauważono, że surowy wywar trzymany w naczyniu otwartym szybko pokrywał się białym nalotem, w którym przy badaniu mikroskopowym znaleziono komórki o typowej budowie *Oospora lactis*. Nasunęło to myśl, aby organizm ten wykorzystać do hodowli na wywarze butanolowym .

Po otrzymaniu czystej kultury badanego organizmu przeprowadzono dwie fermentacje 12-godzinne i jedną 26-godzinną w warunkach, w jakich prowadzono pozostałe fermentacje drożdżowe. Wykazano nieco większą wydajność *Oospora lactis* niż u czterech badanych szczepów drożdży. Wydaje się, że przy pomocy tego organizmu można byłoby otrzymać wyższą wydajność z fermentacji krótkich, 12-godzinnych.

Na podstawie otrzymanych wyników i obserwacji przebiegu fermentacji do prób na skalę ćwierćtechniczną wybrano dwie rasy drożdży: N_1 i *Ct*. Wydajność drożdży N_5 jest duża, jednak odwirowują się one i suszą trudno, wobec czego nie użyto ich do dalszych badań.

ZDROŻDŻOWANIE WYWARU JAKO METODA OCZYSZCZANIA

W wyniku zdrożdżowania wywaru otrzymujemy paszę białkową oraz osiągamy znaczny spadek zanieczyszczenia. Ilustruje to tabela VIII.

Tabela VIII

Spadek zanieczyszczenia wywaru po zdrożdżowaniu
Effect of fermentation on the purification of the slope

Oznaczenie Analyses	Eksperyment I		Eksperyment II		Eksperyment III	
	A	B	A	B	A	B
Azot ogólny, mg N_2/l N, total	1 226	826	1 073	966	1 303	975
Utlenialność, mg O_2/l Oxygen adsorbed	7 250	5 350	7 550	4 300	9 500	7 250
BZT_5 mg O_2/l *BOD*	12 800	6 400	13 600	7 000	19 200	11 600
Sucha pozostałość mg/l Dry weight	18 240	17 682	17 182	17 080	23 022	22 708
Pozostałość po prażeniu mg/l Ash	6 110	8 664	4 774	8 862	8 510	11 210

A — przed fermentacją, before the fermentation
B — po fermentacji, after the fermentation.

Wyniki analiz chemicznych wywaru przed fermentacją i po fermentacji drożdżowej wykazały spadek zanieczyszczenia (tab. VIII) wahający się w granicach 40—50% (BZT_5) i 23—35% (utlenialność).

Zdrożdżowanie wywaru może więc być również metodą jego unieszkodliwiania. Oczyszczanie odbywa się tutaj przy równoczesnym wykorzystaniu wywaru jako surowca do otrzymywania cennej paszy białkowej.

*

* *

1. Wywar po fermentacji acetonowo-butanolowej może być wykorzystany jako podłoże do hodowli drożdży paszowych wysoko białkowych.

2. Wywar należy uprzednio poddać klarowaniu. Dobre wyniki uzyskuje się przy dodaniu superfosfatu w ilości 0,15% w stosunku do ilości płynu.

3. Dla uzyskania odpowiedniej wydajności drożdży, o zawartości białka 50-60%, należy dodać do wywaru soli amonowych w postaci siarczanu amonu w ilości 0,1-0,15%. Dodatek soli amonowych i fosforowych umożliwia podniesienie wydajności procesu i zwiększenie zawartości białka w drożdżach.

4. Stężenie jonów wodorowych ma duży wpływ na wydajność suchej masy drożdży. Optymalne *pH* fermentacji badanych kultur waha się w granicach 5,0-6,0.

5. Najkorzystniejsze okazało się prowadzenie fermentacji przez okres 12 godzin. Doświadczenia na skalę ćwierćtechniczną powinny wykazać, czy możliwe będzie prowadzenie fermentacji systemem ciągłym, czy tylko półciągłym.

6. Wydajność badanych drożdży waha się w granicach od 3 do 4 g suchej masy z 1 litra wywaru, czyli 3-4 kg z 1 m^3 wywaru. Zakład dostarczający 100 m^3 wywaru pobutanolowego na dobę mógłby produkować 300-400 kg drożdży suszonych na dobę o zawartości białka 150-240 kg.

7. Zdrożdżowanie wywaru jest równocześnie odpowiednią metodą jego unieszkodliwiania. Osiąga się przy tym spadek zanieczyszczeń wynoszący 40-50% początkowego obciążenia w odniesieniu do BZT_5, a 23-35% w utlenialności.

LITERATURA

Boruff C. S., 1939: Waste problems in the fermentation industry *Ind. Eng. Chem.*, **31**: 1335.

Delbrück J., 1915: *Zeitschrift für Spiritusindustrie*, **121**: 137, 235.

Henneberg W., 1909: Gärungsphysikalisches Practicum. Berlin. P. Parey.

Jakubowska J., Mokrzycki J., Niemyski K., Bednarek Z., 1952: Otrzymywanie drożdży pastewnych na hydrolizatach z hydrolizy wstępnej drewna sosnowego metodą siarczanową. Ref. na XII Zjazd Mikrobiologów Polskich. Łódź.

Jakubowska J., 1953: Wyzyskanie odpadków przemysłowych na drodze fermentacji. *Przemysł Rolny i Spożywczy*, **7**: 3.

Karczewska H., Kujawski W., 1952: Produkcja drożdży na wycierce ziemniaczanej. *Prace Głównego Instytutu Przemysłu Rolnego i Spożywczego*. 2: 8.
Lodder J., 1952: The Yeast, A Taxonomic Study. Amsterdam, North-Holland Publishing Company.
Plewko E., Giewartowski R., 1952: Technologia drożdżownictwa. Warszawa PWT (tłum. z ros.).
Seaman R. R., Marquardt R. R., Hannan M. L., Rogers S. C., 1948: Fodder yeast from wood hydrolizates and still residues, *Ind. Eng. Chem.*, **40**: 1220.

J. Snaglewska

PRODUCTION OF YEAST ON THE SLOPE FROM THE ACETONE-BUTANOL FERMENTATION

Summary

The slope from the acetone-butanol plant enriched with nitrogen and phosphorus salts can be used for the production of yeast. After neutralisation and adjusting to *pH* 5,5 the clear supernatant liquor was decanted and was ready for use. The growth of four strains of yeasts from the genus *Torulopsis* and *Candida* and one strain of *Oospora lactis* were studied. Kluyver apparatus was used for growing yeast. Average yields 3-4 g of dry weight of yeast were obtained per one litre of the slope.

SPIS TREŚCI — СОДЕРЖАНИЕ — CONTENTS

1. Z. Lorkiewicz: Growth of stabilized *L* forms of *Proteus vulgaris* without the addition of serum and penicillin.
   Hodowla ustalonych form *L Proteus vulgaris* na pożywce bez surowicy i penicyliny 3
2. J. Pawełkiewicz i K. Zodrow: Prekursory biosyntezy nukleotydocyjanokobalamin. IV. Wytwarzanie nukleotydocyjanokobalamin przez *Corynebacterium diphteriae.*
   Precursors of the biosynthesis of the nucleotidecyancobalamins. IV. The synthesis of the nucleotidecyancobalamins by *Corynebacterium diphteriae.* 9
3. J. Gołębiowska: Zastosowanie metody Lochheada do badania rozprzestrzenienia w glebie drobnoustrojów czynnych przy przemianach fosforu.
   Применение метода Lochhead'a для исследования распространения в почве микроорганизмов вызывающих превращения фосфора 17
4. J. Paluch, St. Radecka i J. Filipowicz: Stan bakteriologiczny wód górnego biegu Wisły i jej dopływów oraz terenu zalewu w Goczałkowicach.
   Die bakteriologische Zustand des Oberlaufes der Wisła und ihrer Nebenflüsse, sowie des zu überflutendes Gebietes bei Goczałkowice. 29
5. J. Paluch i R. Dobrzański: Próby określenia dynamiki przemiany materii w wodzie zbiornika retencyjnego w Kozłowej Górze. II. Dobowe zmiany tlenu, biochemicznego zapotrzebowania tlenu, dwutlenku węgla, kwaśnych węglanów, stężenia jonów wodorowych oraz ilości planktonu i bakterii.
   Bestimmungsversuche der Stoffwechseldynamik im Wasser des Staubeckens von Kozłowa Góra. II. Tageswechsel des Sauerstoffs, Kohlendioxyd und Bikarbonatengehaltes, des biochemischen Sauerstoffbedarfs, des Wasserstoffionenkonzentration sowie der Keimzahl und Planktonmenge. . . 49
6. J. Snaglewska: Hodowla drożdży na wywarze po fermentacji acetonowo-butanolowej.
   Production of yeast on the slope from the acetone-butanol fermentation. 87

PRZEPISY AUTORSKIE

Jako materiał publikacyjny mogą być nadsyłane rozprawy i komunikaty dotyczące prac oryginalnych z dziedziny mikrobiologii ogólnej, rolniczej i przemysłowej oraz referaty przeglądowe nigdzie dotychczas nie opublikowane.

Jednostronne maszynopisy o podwójnych odstępach, z marginesem 4 cm należy przesyłać w 2 egz. na ręce sekretarza: Redakcja *„Acta Microbiologica Polonica"*, Wrocław, ul. Siemieńskiego 14/8.

Do prac pisanych po polsku należy dołączyć streszczenie rosyjskie, angielskie, francuskie lub niemieckie. Streszczenia powinny zawierać zasadnicze konkluzje pracy i nie powinny przekraczać 15% tekstu. Prace w obcym języku (rosyjski, angielski, francuski lub niemiecki) mogą być nadsyłane po uprzednim porozumieniu się z redakcją; należy do nich dołączyć streszczenie polskie. Każda praca powinna być zaopatrzona w tytuł w języku publikacji oraz streszczenia, nazwisko i inicjały autora (ów), nazwę i adres zakładu, w którym wykonano pracę.

Pożądany jest następujący układ prac: a) krótki wstęp, b) metody badania, c) wyniki, d) dyskusja i wnioski, e) krótkie streszczenie w języku polskim — nie więcej niż 3% tekstu, f) piśmiennictwo, g) streszczenie obcojęzyczne.

Prace należy ujmować treściwie, wstęp powinien zawierać tylko dane bezpośrednio odnoszące się do opracowanego tematu; metody należy opisać krótko: tam gdzie to możliwe powoływać się na oryginalne opisy metod.

Wyniki mogą być ilustrowane tablicami i wykresami, należy jednak unikać tablic i wykresów dla przedstawienia tych samych danych. Wykresy i tablice powinny być możliwie przejrzyste i nieskomplikowane i ilustrować zasadnicze, istotne wyniki. Rysunki i wykresy można dostarczać w czytelnych szkicach ołówkowych na brystolu, każdy na oddzielnej kartce, zaopatrzonej na odwrocie w wypisane ołówkiem: tytuł pracy, nazwisko autora oraz numer rysunku lub wykresu. Objaśnienia do rysunków i wykresów należy dołączyć na osobnej kartce z wyraźnym zaznaczeniem numeru rysunku (wykresu). W objaśnieniach należy podawać skalę lub wielokrotność powiększenia. Fotografie powinny być kontrastowe, na matowym papierze. Ilość tablic i rysunków musi być ograniczona do minimum.

W maszynopisie należy zaznaczyć miejsce, w którym ma być umieszczony rysunek (wykres, fotografia).

Przy powoływaniu się na piśmiennictwo należy podać nazwiska autorów i rok publikacji, np. Prażmowski (1879) lub (Prażmowski 1879). Jeżeli praca cytuje więcej niż jedną publikację danego autora z tego samego roku, należy to uwidocznić dodając małe litery (np. 1887 a, 1887 b itd.).

Wykaz cytowanych prac (piśmiennictwo) powinien być sporządzony w układzie alfabetycznym i powinien zawierać następujące elementy: nazwisko i inicjały autora (ów), kropka, rok, kropka, tytuł pracy, nazwa czasopisma w przyjętych skrótach, tom (ewentualnie zeszyt), stronica czasopisma; w wypadku cytowania książki: nazwisko i inicjały autora (ów), rok wydania, tytuł książki, wydanie, miejsce i wydawca, ewentualnie stronica tekstu.

W tekście i tablicach należy stosować przyjęte skróty, np. ml — a nie ccm, g — a nie gr, 100° — a nie 100°C, M — molarny, N — normalny itd.

Przy opisie roztworów należy rozróżnić „%" — g na 100 g roztworu, „% objętościowy" — ml na 100 ml roztworu, „stężenie procentowe" — g na 100 ml rozpuszczalnika.

Nazwy drobnoustrojów należy podawać w brzmieniu łacińskim, przy pierwszym wzmiankowaniu — w pełnym brzmieniu. Dopuszczalne jest również jednoczesne podawanie przyjętych ogólnie nazw polskich. W dalszym tekście nazwy rodzajowe (nie gatunkowe) należy skracać lub podawać tylko nazwy polskie.

Autor otrzymuje 25 odbitek bezpłatnie; o dodatkowe odbitki autor może zwrócić się do redakcji przy składaniu maszynopisu.

Członkowie Polskiego Towarzystwa Mikrobiologów otrzymują „Acta" bezpłatnie, po przekazaniu dodatkowej składki rocznej w wysokości 70,— zł do Sekcji Mikrobiologii Ogólnej PTM (adres: Redakcja *„Acta Microbiologica Polonica"*, Wrocław, ul. Siemieńskiego 14, m. 8).

Cena zł 25,—

KOMUNIKAT ZARZĄDU GŁÓWNEGO POLSKIEGO TOWARZYSTWA MIKROBIOLOGÓW

MIĘDZYNARODOWY ZWIĄZEK TOWARZYSTW MIKROBIOLOGICZNYCH (A.I.S.M.) ZAWIADOMIŁ POLSKIE TOWARZYSTWO MIKROBIOLOGÓW, ŻE MIĘDZYNARODOWY KONGRES MIKROBIOLOGÓW ODBĘDZIE SIĘ W SZTOKHOLMIE W SIERPNIU 1958 R.